



TITLE:

原子力施設の環境影響評価における不確実性に関する研究(
Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

高橋, 知之

CITATION:

高橋, 知之. 原子力施設の環境影響評価における不確実性に関する研究.
京都大学, 2002, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2002-01-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r10850>

RIGHT:

原子力施設の環境影響評価における
不確実性に関する研究

2001 年

高 橋 知 之

目 次

第1章 序論	1
1.1 はじめに	1
1.2 環境影響評価の不確実性	1
1.3 本研究の目的及び構成	3
参考文献	5
第2章 分配係数の変動要因と変動幅に関する研究	7
2.1 概説	7
2.2 比較実験フェーズⅠ	8
2.2.1 比較実験フェーズⅠの概要	8
2.2.2 第1回実験	9
2.2.3 第2回実験	9
2.2.4 第3回実験	12
2.2.5 第4回実験	12
2.2.6 第5回実験	12
2.2.7 比較実験フェーズⅠの結論	14
2.3 比較実験フェーズⅡ	14
2.3.1 実験方法	14
2.3.2 実験結果及び考察	18
2.3.3 比較実験フェーズⅡの結論	29
2.4 第2章の結論	29
参考文献	30
第3章 原子炉事故時における ¹³⁷ Csによる外部被ばく線量評価モデルに関する研究	32
3.1 概説	32
3.2 線量評価モデルの妥当性の検証	33
3.2.1 解析に使用するデータベース	33
3.2.2 解析手順	34
3.2.3 核種濃度の経時変化の解析	34
3.2.4 パラメータ値に関する検討	36
3.2.5 核種の浸透を考慮した外部被ばく線量評価	39
3.2.6 表面モデルの妥当性検証	42
3.2.7 表面モデルのパラメータ感度解析	43
3.3 土質の差異によるパラメータの代表値及び確率密度関数の差異	44
3.3.1 解析に使用するデータベース	44
3.3.2 地表面沈着核種の支配的な成分に関する解析	44
3.3.3 土質による分布特性の差異に関する検討	47

3.3.4 外部被ばく線量に関する解析	49
3.4 第3章の結論	55
参考文献	56
第4章 水田土壌中 ⁹⁰ Srの移行モデルに関する研究	57
4.1 概説	57
4.2 解析データ	58
4.3 解析結果及び考察	58
4.3.1 1成分モデルによる解析	58
4.3.2 2成分モデルにおける環境半減期の推定	60
4.3.3 2成分モデルによる解析	62
4.3.4 各成分の経時変化の推定	63
4.4 モデル不確実性とパラメータ不確実性に関する検討	63
4.4.1 モデル不確実性に関する検討	63
4.4.2 パラメータ不確実性に関する検討	65
4.5 第4章の結論	68
参考文献	69
第5章 陸域生態圏における被ばく線量評価のための汎用動的コンパートメント モデル解析コードの開発とその適用	71
5.1 概説	71
5.2 GACOMの概要	72
5.2.1 コードの構造	72
5.2.2 数式集	73
5.3 コードの適用	76
5.3.1 BIOMOV5 II ウラン鉍滓シナリオの概要	76
5.3.2 決定論的解析	77
5.3.3 確率論的解析	83
5.3.4 安定元素に関する解析	87
5.3.5 発ガンリスクの比較検討	87
5.3.6 コード機能の検証	88
5.4 第5章の結論	89
参考文献	89
第6章 クリアランスレベルの設定におけるパラメータ不確実性解析コード システムの開発とその適用	91
6.1 概説	91
6.2 コードシステムの開発	91
6.2.1 コードシステムの構成	91
6.2.2 パラメータセット作成コード	92
6.2.3 被ばく線量評価コード	93

6.2.3.1 埋設処分シナリオ	93
6.2.3.2 再利用シナリオ	104
6.2.4 統計解析コード	109
6.3 コードシステムの適用	109
6.4 第6章の結論	119
参考文献	120
 第7章 環境影響評価における不確実性の評価方法に関する考察	122
7.1 概説	122
7.2 シナリオ不確実性	122
7.3 モデル不確実性	126
7.4 パラメータ不確実性	128
7.5 不確実性の相互関連性	132
7.6 第7章の結論	133
参考文献	134
 第8章 結論	136
8.1 本研究の総括	136
8.2 今後の課題	138
参考文献	139
 謝辞	140

第1章 序論

1.1 はじめに

1954年、原子力関連予算の出現に始まった日本における原子力研究開発及び利用は、初期における学会と産業界の対立、米国スリーマイル島原子力発電所2号炉や旧ソ連のチェルノブイル原子力発電所4号炉の事故、多様な放射性廃棄物の処分や高速増殖炉路線等、様々な問題を抱えながらも、40年以上の歴史を刻み、2000年初頭の時点では52基の原子力発電所が稼働している¹⁾²⁾。しかし、1999年9月30日に発生した(株)JCOの東海村ウラン加工工場における臨界事故は、原子力安全行政に対して大きな転機をもたらした。ウラン加工工場臨界事故調査委員会はその報告書³⁾の中で「いわゆる原子力の『安全神話』や観念的な『絶対安全』という標語は捨てられなければならない」とし、それまでの原子力安全行政を批判した。その上で、『絶対安全』から『リスクを基準とする安全の評価』への転回⁴⁾を求めている。そして、2000年に作成された原子力研究開発利用長期計画⁵⁾(以下「原子力長計」と記述する)では、「安全確保のためにいかなる取組がなされたとしても、事故発生の可能性を100%排除することはできないとの前提に立って」原子力防災に取り組むとともに、「国や事業者は、原子力活動の便益、意義はもとより、原子力活動に伴うリスクについて」国民に説明することが重要であるとしている。すなわち、平成10年版の原子力安全白書⁶⁾において「我が国の原子力発電所の安全性は、設計、建設及び運転の各段階において、厳格な安全確保対策を行うことにより十分確保されており、これによってシビアアクシデントが現実には発生するとは考えられないほど発生の可能性は十分小さい」として、情報公開は「国民の安心感の醸成に寄与する」とした立場を転換し、原子力の使用にはリスクが伴い、それを認識、周知した上で原子力政策を行うべきであることを明確にした。

近年における一般市民の環境問題に対する関心の高まり、原子力行政に対する不信などの影響もあり、今後新たに原子力施設を立地する場合のみならず、既存の原子力施設に関しても、これまで以上に施設の安全性に関する説明責任が問われると考えられる。このため、原子力長計では国民の信頼確保のために、積極的な情報公開を行うとしている。この情報公開は原子力を推進する上での必要な施策という位置付けであるが、最終的に原子力政策が選択されるか否かに関わらず、原子力施設のリスクを客観的、定量的に把握し、その情報を開示することは極めて重要である。例えばスウェーデンでは、1980年に国民投票によって原子力を漸次廃止していくことを選択したが、W. D. ノードハウス⁷⁾は環境政策モデルによってこの政策の影響を解析し、原子力発電が最もリスクが低く、原子力発電の代替電源として石炭火力発電あるいは石油火力発電で賄うとすると、環境、健康、安全面の負荷を負うことになる⁸⁾と結論した。しかし同時に、エネルギーシステムが健康や安全面に与える影響を十分に理解するには、不確定要因が多すぎるとしている。このように、当該施策のリスクを可能な限り客観的、定量的に把握すること、そして、このようなリスクの推定結果に基づいて、情報や意見を個人やグループ、組織の間で相互交換するリスクコミュニケーション⁹⁾を行うことは、施策を選択する上で今後より一層重要になると考えられる。

1.2 環境影響評価の不確実性

原子力施設の立地に限らず、ある施策を進めるためには、当該施策に起因する様々なリスクを正確に把握し、そのリスクを周知して国民の合意を得た上で実施する必要がある。しかし、

ある施策のリスクを総合的かつ正確に把握することは容易ではなく、リスクの評価には一般に不確実性が存在する。この不確実性の取り扱い、今日のリスク論争の多くの中で中心的問題点であり、リスクメッセージの有効性は不確実性の処理に左右される⁷⁾。

施設の安全性を確保することを目的とした安全評価では、評価の保守性が必要とされる。すなわち、評価において不確実な要因が含まれる場合は、安全側に想定した評価が要求される。この場合、必ずしも正確な評価が要求されるわけではない。これに対し、リスク受容やリスク比較の観点から、どのような施策を選択するかといった情報を得るためには、当該施策のリスクをより正確に把握することが必要とされる。しかし、環境影響評価が必要とされるリスク評価においては、自然環境の不均質性や、生活態様に関する変動等、不可避な不確実性が存在するため、多くの場合リスクをある正確な一つの値として提示することは困難である。特に、原子炉施設の事故のように、発生確率は低いが発生した場合の環境影響が大きいと考えられる事象や、高レベル放射性廃棄物処分のように評価期間が極めて長期にわたる施設では、環境影響評価の不確実性は大きくなると考えられる。

環境影響評価の不確実性には、このような、不確実性を減少させることが不可能な要因がある一方、知識が不十分なことに起因し、不確実性を低減することが可能な要因も存在する。よって、評価結果の不確実性に影響を与える要因を同定、弁別し、不確実性の低減化が可能な要因については不確実性を少なくするとともに、不確実性が不可避な要因については、その不確実性の定量化を行うことにより、合理的な環境影響評価を行うことができると考えられる。このような、環境影響評価における不確実性の低減化あるいは定量化に関する研究は、施策の選択や意志決定に必要な情報を提供するために極めて重要であるとともに、当該施策に起因するリスクの効率的な低減化を図るために有効であると考えられる。

原子力施設の環境影響評価における不確実性を定量的に解析するためには、確率論的安全評価（Probabilistic Safety Assessment, PSA）が用いられている。原子炉の安全評価に関し確率論的手法を用いた解析の嚆矢となったのは WASH-1400 報告⁸⁾、通称「ラスムッセン報告」である。これは原子力発電所における事故発生確率をフォールトツリーと呼ばれる手法で解析したものであり、データベースが不十分であるなどの問題点もあるが、総合的安全評価の手段を確立したこと等の意義を評価する見解⁹⁾がある一方、原子炉の巨大事故が起こる確率は極めて低いとされ、いわゆる安全神話が形成されたという否定的な見解もある¹⁰⁾。また、武谷¹¹⁾は、事故確率の絶対値は信用できないが、事故の経過や安全装置の要因分析が明らかになったことを評価するとともに、このような事故の解析は発電炉の実用化への第一歩にまず行うべきことであつたとしている。

このようにラスムッセン報告は様々な評価がなされているが、この報告書により PSA の有効性が認識され、原子炉事故に関する確率論的安全評価のためのコードシステムの研究開発が各国で進められてきた。原子炉事故に関する確率論的安全評価は、炉心損傷の発生頻度の評価を行う解析をレベル 1、格納容器からの核種の放出状況までの解析をレベル 2、その事故による被害を算定するのをレベル 3、地震など外的事象の影響も考慮するのをレベル 4 としている¹²⁾。環境影響評価はこの内レベル 3 に相当し、現在、我が国では、確率論的環境影響評価に関する研究として、確率論的事故影響評価コードシステム OSCAAR¹³⁾の開発が進められている。このコードシステムはレベル 2 の事故シーケンスを入力として、ランダムな気象シーケンスを用い、健康影響や経済的損失を確率論的に解析するコードである。

一方、放射性廃棄物処分の安全評価の分野でも、被ばく線量評価における不確実性の取り扱

いについて検討が進められている。KIMURA et. al.¹⁴⁾⁻¹⁶⁾は、放射性廃棄物処分の一般的安全評価コード GSRW¹⁷⁾に Differential Algebra 法を適用し、評価結果に対するパラメータ値の偏微分値を解析することにより、高レベル放射性廃棄物地層処分におけるパラメータの重要度解析を実施した。また、モンテカルロ法を用いる確率論的安全評価コード GSRW-PSA を開発し、モンテカルロ法によってパラメータ重要度解析を実施した¹⁸⁾。核燃料サイクル機構による高レベル放射性廃棄物処分の安全評価においては、環境影響評価に関する様々な不確実性について検討し、それぞれに対応したケースを想定してモデルやパラメータを変更した解析を実施している¹⁹⁾。また、主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの設定では、決定論的解析によって導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認するために、モンテカルロ法を用いた確率論的解析が実施された²⁰⁾。

また、大気圏内核実験によって環境中に放出された放射性核種の環境中移行評価及び人体への影響評価においても、不確実性を考慮した解析が進められている。森澤等²¹⁾はファジィ・システムモデルを、米田等²²⁾は条件付きシミュレーション法を、島田等²³⁾はモンテカルロ法を用いることにより、フォールアウト放射性核種の動態や経口摂取に対して、不確実性を考慮した解析を実施している。

このような総合的な環境影響評価手法の開発と並行して、個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性に関する研究が進められている。これらは、環境影響評価に用いられる個々の核種移行素過程を評価するモデルや被ばく評価モデルの不確実性、及びこれらのモデルに使用されるパラメータの不確実性に関する研究である。このような研究の一環として、国際的な生態圏移行モデルの妥当性検証プロジェクトや^{24),25)}、国内外におけるパラメータ値の収集及びその変動要因、変動幅に関する検討等が進められている^{26),27)}。

1.3 本研究の目的及び構成

原子力施設の環境影響評価における不確実性の低減化あるいは定量化に関する研究は、当該施設の立地や原子力政策の選択等に関するリスクコミュニケーションに対して有効な情報を与える上で極めて重要である。また、当該施策に起因するリスクの効率的な低減化を図るためにも有効である。環境影響評価における不確実性は、一般に「シナリオ不確実性」、「モデル不確実性」及び「パラメータ不確実性」に大別される²⁸⁾。本研究では環境影響評価におけるこれらの不確実性の低減化、定量化を目的とし、以下の両方の観点から研究を実施した。

- ・ 個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性に関する研究
- ・ 総合的な確率論的環境影響評価手法に関する研究開発

各章における研究内容は以下の通りである。

第2章から第4章までは、個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性に関する研究である。すなわち、放射性核種の移行挙動モデルや被ばく評価モデルの不確実性、及びパラメータの不確実性に関する研究を行う。

第2章では、放射性廃棄物処分施設からの核種の漏洩、地層における核種の移行挙動、生態圏における核種の動態解析等、様々なモデルにおいて用いられており、安全評価上極めて重要なパラメータである分配係数について、実験条件を詳細に設定した上で複数の機関あるいは実験者による比較測定実験を行い、分配係数の測定値に与える物理的、化学的要因の影響、実験室や実験者の差異に起因するKd測定値の変動の大きさについて定量的な評価を行う。

第3章では、原子炉事故時における公衆の放射線影響を解析するコードシステムに用いられ

ている外部被ばく線量評価モデル（以下「表面モデル」と記述する）について、チェルノブイリ原子力発電所近傍において測定された表層土壤中 ^{137}Cs 濃度のモニタリングデータを使用し、実環境におけるモデル及びパラメータ値の適合性について検討する。具体的には、 ^{137}Cs の表層土壤における鉛直方向移行及びそれに伴う外部被ばく線量率の経時変化を評価し、表面モデルによる評価結果と比較検討することにより、実環境における表面モデルの妥当性を評価する。併せて、表面モデルで用いられる各パラメータ値について感度解析を行い、各パラメータの評価結果に対する重要度について検討する。また、ウクライナ国における土質に関するデータを用いて、土質の差異が表面モデルにおける移行の速い成分の割合に与える影響について検討する。

第4章では、グローバルフォールアウトによって耕作地土壤に沈着した ^{90}Sr の移行、すなわち、風化や溶脱による ^{90}Sr の減少に対する1成分モデル及び2成分モデルの適合性について検討するため、特に日本人の食生活において重要な米を生育する水田土壤に着目して解析を行う。具体的には、これまで日本各地において測定された ^{90}Sr のフォールアウトデータ及び水田土壤中 ^{90}Sr 濃度データを用いて、水田土壤中 ^{90}Sr の移行について両モデルを適用した結果を比較検討し、その実環境における適合性について検討する。また、これらの結果に基づいて、原子炉施設の事故等により ^{90}Sr が水田土壤に付加された場合の、中長期的な ^{90}Sr 濃度の経時変化の評価におけるモデル不確実性及びパラメータ不確実性の影響について考察する。

原子力施設の環境安全評価において評価結果の不確実性について検討するためには、個々の移行素過程におけるモデルやパラメータの不確実性を総合的に評価しなければならない。そのためには、放射性核種の環境中への放出から公衆の被ばくに至る一連の核種移行素過程を全て包含し、不確実性を考慮した解析を行うための評価コードが必要とされる。第5章と第6章は、このような評価を目的とした確率論的環境影響評価手法に関する研究開発である。すなわち、環境中核種移行や被ばく線量評価におけるパラメータ不確実性を総合的に評価するためのコードシステムの開発と、その適用に関する研究である。

第5章では、陸域生態圏における核種移行及び被ばく線量評価を行うための評価コードGACOM（Generic Analysis code for dynamic COmpartment Model）の開発及び適用について述べる。陸域生態圏における核種移行を評価する際には、コンパートメントモデルが多く用いられる。GACOMは、コード使用者が評価対象系に応じて作成したコンパートメントモデルについて、決定論的评价に加えて、パラメータ不確実性解析、すなわちモンテカルロ法による確率論的解析を実行することができる。第5章では、GACOMの概要及び構成を示すとともに、放射性核種の生態圏中移行モデルの検証に関する国際共同研究 Phase II²⁵⁾（BIOMOVs II）におけるウラン鉱滓シナリオにGACOMを適用してコード機能の妥当性検証を行った結果を示す。

第6章では、主な原子炉施設から発生する極めて放射性核種濃度の低い廃棄物を放射性物質としての規制管理からはずすための基準値、すなわちクリアランスレベルの妥当性の確認するために開発された、モンテカルロ法による確率論的解析を実施するコードシステムPASCLR（Probabilistic Assessment code System for derivation of Clearance Levels of of Radioactive materials）の開発及び適用について述べる。コードシステムPASCLRを使用してクリアランスレベルの導出に関するパラメータ不確実性解析を行い、クリアランスレベルの設定に対して影響を与える重要なパラメータを摘出するとともに、評価結果の不確実性について検討することにより、決定論的解析によって導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認する。第6章では、コードシステムPASCLRの概要、クリアランスレベルの設定におけるパラメータ不確実性解析の概要

及びその結果について記述する。

第7章では、第2章から第6章までの研究成果に基づき、原子力施設の環境影響評価における不確実性の取り扱いについて、シナリオ不確実性、モデル不確実性及びパラメータ不確実性に分類して考察する。

第8章では、本研究で得られた成果と今後の課題をまとめて結論とする。

第1章の参考文献

- 1)吉岡斉；原子力の社会史 その日本的展開，朝日新聞社 (1999).
- 2)原子力委員会；原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画，原子力委員会 (2000).
- 3)原子力安全委員会ウラン加工工場臨界事故調査委員会；ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告，原子力安全委員会 (1999).
- 4)原子力安全委員会；平成10年版原子力安全白書，原子力安全委員会 (1999).
- 5)W. D. ノードハウス，藤目和哉監訳；原子力と環境の経済学 スウェーデンのジレンマ，p.162，電力新報社 (1998).
- 6)National Research Council 編，林裕造，関沢純監訳；リスクコミュニケーション 前進への提言，p. 25，化学工業日報社 (1997).
- 7)National Research Council 編，林裕造，関沢純監訳；前掲書，p. 193，化学工業日報社 (1997).
- 8)USNRC; Reactor Safety Study; An Assessment of Accident Risks in US Commercial Nuclear Power Plants, WASH-1400 NUREG 75/014 (1975).
- 9)佐藤一男；原子力安全の論理 あなたにとって原子力とは，p. 170，日刊工業新聞社 (1984).
- 10)高木仁三郎；原子力神話からの解放，p. 120，光文社 (2000).
- 11)武谷三男編；原子力発電，p. 140，岩波書店 (1976).
- 12)近藤駿介；原子力の安全性，p. 194，同文書院 (1990).
- 13)T. HOMMA, O. TOGAWA and T. IJIMA; Development of Accident Consequence Assessment Code at JAERI, EUR-13013/2, 1049-1063 (1990).
- 14)H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; Safety and Sensitivity Analysis of a Generic Geologic Disposal System for High-level Radioactive waste, JAERI-Research 94-028 (1994).
- 15)H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; Methodology of Safety Assessment and Sensitivity Analysis for Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste, J. Nucl. Sci. Technol. 32, 206-217 (1995).
- 16)H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; Sensitivity Analysis of Geologic Disposal of High-level Radioactive Waste for Conceptual Geologic Media, J. Nucl. Sci. Technol. 32, 439-449 (1995).
- 17)H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; A Generic Safety Assessment Code for Geologic Disposal of Radioactive Waste : GSRW Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-161 (1992).
- 18)H. KIMURA and T. TAKAHASHI; Development of Probabilistic Assessment Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Wastes, International Conference on Topical Issues in Nuclear, Radiation and Radioactive Waste Safety (1998).
- 19)核燃料サイクル開発機構；わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性

- ー地層処分研究開発第2次取りまとめー 総論レポート, JNC TN1400 99-020 (1999).
- 20)原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会；主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて，原子力安全委員会 (1999).
- 21)森澤眞輔，野村武司，井上頼輝；フォールアウトCs-137の水田環境内動態と米への蓄積 ファジィ・システムモデルによる評価の試み，日本原子力学会誌，**32**, 302-315 (1990).
- 22)米田稔，森澤眞輔，佐々木智彦，井上頼輝；フォールアウトCs-137の水田環境内動態と米への蓄積 条件付きシミュレーション法を適用した評価，日本原子力学会誌，**35**, 649-661 (1993).
- 23)島田洋子，森澤眞輔；地球規模フォールアウト¹³⁷Csの日本人による経口摂取評価モデルの不確実性解析，日本原子力学会誌，**40**, 713-722 (1998).
- 24)本間俊充；BIOMOVs：生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究，保健物理，**23**, 223-233 (1988).
- 25)外川織彦；生態圏移行モデルの妥当性検証－BIOMOVs計画の成果と展望－，保健物理，**29**, 55-64(1994).
- 26)原子力環境整備センター編；環境パラメータ・シリーズ1 土壌から農作物への放射性物質の移行係数，RWMC-88-P-11 (1988).
- 27) International Atomic Energy Agency; Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical reports series No.364, IAEA (1994).
- 28)日本リスク研究学会編；リスク学事典，p. 234，TBSブリタニカ(2000).

第2章 分配係数の変動要因と変動幅に関する研究

2.1 概説

原子力施設等の環境影響評価を行う際には、環境中における放射性核種の移行挙動を評価する必要がある。このような移行挙動の評価には、各移行素過程毎に、評価の目的や評価対象に応じた様々なモデルが提案され、使用されている。

これらの移行素過程を評価するためのモデルには、核種移行に関連する環境条件や社会的条件などを反映する様々な種類のパラメータが用いられている。これらのパラメータの内、放射性廃棄物や、土壌等における核種の吸着挙動に関するパラメータとして、固相と液相の間における物質の分配を示す平衡論的パラメータである分配係数 (K_d) がある。この K_d は、放射性廃棄物処分施設からの核種漏洩、地層における核種の移行挙動、生態圏における核種の動態解析など、様々なモデルにおいて用いられており、環境影響評価上極めて重要なパラメータである。このため、従来から様々な種類の土壌や核種について、 K_d 値の測定やその変動要因に関する研究がなされてきた¹⁾⁶⁾。

これらの研究により、 K_d 値は、同一の試料においても、固液接触時間等の物理的要因、電気伝導度（以下「EC」と記述する）、pH等の化学的要因、実験室、実験者の差異に起因する誤差等の複合的な影響により、測定値にばらつきが生じることが明らかにされている。よって、 K_d 値を使用する移行素過程モデルを用いて環境影響評価を行う場合、その評価結果の信頼性を確保するためには、 K_d 値の変動要因を十分に理解した上で、合理的な K_d 値を使用する必要がある。このような、評価体系に固有の条件を客観的に反映した合理的な K_d 値の測定及び利用を可能にするためには、 K_d の測定に関する標準的方法（標準的測定法）及び測定値の利用に関する標準的方法（標準的利用法）が、 K_d 値に関わる研究者、事業者等の間で合意され、作成されることが望ましい。このため、日本原子力学会に設置された標準委員会の放射性廃棄物管理分科会では K_d 値に関する測定方法の標準化について議論を進めている⁷⁾。

標準的測定法について検討する際の最も重要な観点の一つとして、標準的測定法によって測定された K_d 値は、十分信頼性を有していることが必要不可欠である。すなわち、標準的測定法に定められた実験手順にしたがって実験を行えば、誰が実験を行っても、十分安定した測定値が得られるものでなければならない。そのためには、測定値に大きな影響を与える様々な変動要因について、その影響を分別して定量化する必要がある。また、各実験施設で用いられている装置類及び実験操作における慣習、ならびに実験者の差異に起因する測定値の変動の大きさを定量的に把握しておく必要がある。このためには、測定値が物理的、化学的要因による顕著な影響を受けない実験条件を設定して比較実験を実施し、その測定値の差異の大きさを比較検討することが有効である。


このような観点から、標準的測定法を作成するための基礎情報を得るために、2度にわたり K_d 比較実験を実施した^{8)・10)}。一度目（比較実験フェーズ I）⁸⁾は、実験条件を詳細に設定した上で複数の機関による K_d の比較測定実験を行い、測定値に与える物理的、化学的要因の影響について検討した。二度目（比較実験フェーズ II）⁹⁾は、比較実験フェーズ I の知見に基づき、物理的、化学的変動要因を可能な限り排除した同一の実験条件下において、複数の実験者が K_d 値の測定を行うことにより、実験施設や実験者の差異に起因する K_d 測定値の変動の大きさについて定量的な評価を行った。

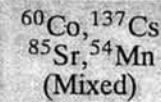
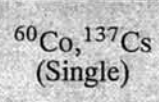
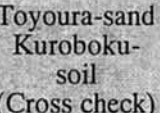

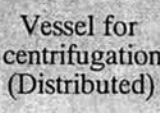
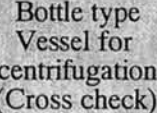
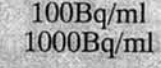
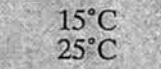
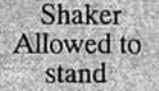
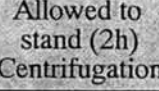
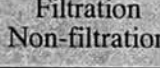
2.2 比較実験フェーズ I^{B)}

2.2.1 比較実験フェーズ I の概要

比較実験フェーズ I の目的は、実験条件を詳細に設定した上で複数の機関による Kd の比較測定実験を行い、測定値に与える物理的、化学的要因の影響について検討することである。この実験は、予備実験（第 1 回実験）、本実験（第 2 回実験）、各変動要因に関する確認実験（第 3 回～第 5 回実験）の順に行われた計 5 回の実験から構成される。各実験における主な実験条件を Table 2.1 にまとめて示す。実験には放射線医学総合研究所、九州環境管理協会、三菱マテリアル、日本原子力研究所の 4 機関が参加した。以下それぞれ機関 A～機関 D と記述する。

Table 2.1 The main conditions of each experiment.

( : the characteristic conditions of each experiment)

Conditions	First	Second	Third	Fourth	Fifth
Number of organizations	4	4	4	4	1
Nuclides	 $^{60}\text{Co}, ^{137}\text{Cs}$ $^{85}\text{Sr}, ^{54}\text{Mn}$ (Mixed)	 $^{60}\text{Co}, ^{137}\text{Cs}$ (Single)	$^{60}\text{Co}, ^{137}\text{Cs}$ (Single)	$^{60}\text{Co}, ^{137}\text{Cs}$ (Single)	$^{60}\text{Co}, ^{137}\text{Cs}$ (Single)
Soil types	Toyoura-sand Kuroboku-soil	Toyoura-sand Kuroboku-soil	 Toyoura-sand Kuroboku-soil (Cross check)	Toyoura-sand Kuroboku-soil	Kuroboku-soil
solvent	10^{-3}mol/l CaCl ₂	10^{-3}mol/l CaCl ₂ (Distributed)	10^{-3}mol/l CaCl ₂ (Distributed)	10^{-3}mol/l CaCl ₂ (Distributed)	10^{-3}mol/l CaCl ₂
Material of vessel	Polypropylene	Polypropylene	Polypropylene	Polypropylene	 Some Materials
Type of vessel	Bottle type Vessel for centrifugation	Bottle type Vessel for centrifugation	Bottle type Vessel for centrifugation	 Vessel for centrifugation (Distributed)	 Bottle type Vessel for centrifugation (Cross check)
Initial concentration of RI	 100Bq/ml 1000Bq/ml	100Bq/ml	100Bq/ml	100Bq/ml	100Bq/ml
Temperature	 15°C 25°C	15°C	15°C	15°C	15°C
Mixing	Shaker	 Shaker Allowed to stand	Shaker	Shaker	Shaker
Separation	Centrifugation	 Allowed to stand (2h) Centrifugation	Allowed to stand (2h)	Allowed to stand (2h)	Allowed to stand (2h)
Filtration	 Filtration Non-filtration	Filtration	Filtration	Filtration	Filtration

2.2.2 第1回実験

まず、本実験の実験条件を作成するための予備的な実験として、第1回実験を実施した。第1回実験の目的は、予備的に設定した実験方法で実験を行い、実験方法の記述の解釈が曖昧な点をチェックすること、及び、核種、RI初期濃度、温度、ろ過操作を複数とし、それぞれの測定値への影響の大きさをチェックすることにより、本実験の実験条件を確定することにある。なお、実験に使用する土壌試料は1機関が購入し、各機関に配布した。

第1回実験の実験結果の例として、 ^{137}Cs の黒ボク土に対する実験結果をFig. 2.1に示す。各機関で測定された結果を比較検討した結果、Fig. 2.1に見られるように、同一の核種、土壌であっても機関によって測定値に比較的大きな差異が見られた。このため、各機関で行った測定の手順や実験条件について詳細に検討したところ、実験方法の記述の曖昧さや、各実験施設において認可されている核種に関する制約等に起因して、いくつかの点で実験方法に相違があることが確認された。その中で最もKd値の差異に影響を与えたと考えられたのがRI溶液の作成方法である。この実験では評価対象核種を ^{60}Co 、 ^{137}Cs 、 ^{85}Sr 、 ^{54}Mn の4核種としたが、各実験施設の許認可による制約等に起因し、混合した放射性核種の数が各機関で異なっており、機関Aは4核種、機関Bは2核種、機関Dは3核種を混合してRI溶液としていた。機関Cは核種を混合せず、1核種ずつ単独で実験に供していた。このため、実験溶液のpH、EC等の液性が各機関で異なり、この液性の差異の影響がKd測定値に顕著に現れたと考えられた。ただし、第1回実験における測定値の傾向の全てを液性のみで説明することは困難であることも同時に明らかとなった。なお、RI初期濃度、温度、ろ過操作の有無は、本実験方法ではKd値に大きな影響を及ぼさないと考えられたため、本実験では以後これらの条件は統一することとした。

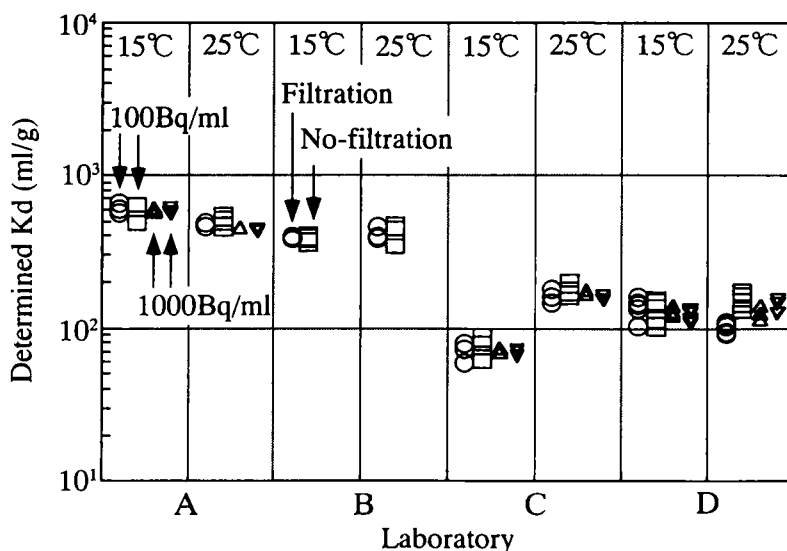


Fig. 2.1 Results of first experiment (^{137}Cs , Kuroboku-soil).

2.2.3 第2回実験

第2回実験（本実験）の実験方法は、第1回実験の検討事項に基づき、いくつかの項目を単純化あるいは詳細化して設定した。以下にその実験方法を示す。

(1)基本条件

核種	: ^{60}Co 、 ^{137}Cs
土壌	: 豊浦砂（豊浦標準砂）、黒ボク土
土壌調整	: 風乾を行わず、そのまま使用する
溶媒	: 10^{-3} mol/l CaCl_2 溶液（1機関より配布する）
容器容量	: 50ml
容器材質	: ポリプロピレン

- 容器形状 : そのまま遠心分離可能なもの
- RI 調整 : 1MBq/ml の原液をイオン交換水で 50kBq/ml (20 倍) に希釈する
- (2)固液接触
- 接触方法 : バッチ法
- 固液比 : 1:10 (土壌 3g : 溶液 30ml)
- 添加方法 : 土壌 3g と溶媒 30ml を混合し、1 時間以内に各 RI を混合せず別々に添加する
- RI 初期濃度 : 100Bq/ml (RI 溶液 0.06ml)
- 温度 : 15℃
- 試料温度調整 : 実験開始の 24 時間以上前から、土壌及び溶媒の温度調整を行う
- サンプル数 : 1 核種 1 土壌あたり 5 サンプルを用意し、4 サンプルは振とうさせ、1 サンプルは手で軽く攪拌した後振とうさせず恒温器内に静置する
- 総サンプル数 : 1 核種 1 土壌あたり 5(4+1)サンプル (計 20 サンプル) + ブランク(2+1)
- (3)振とう
- 振とう方法 : 往復振とう
- 振とう強度 : 50 往復 / 分
- 振とう時間 : 7 日間 (168 時間)
- 温度測定 : 振とう開始より 1 日後、4 日後、7 日後 (振とう終了時) に恒温器内温度を測定、記録する
- (4)RI 強度測定
- 固液分離 : 振とうした 4 サンプルの内 3 サンプル及び振とうしない 1 サンプルは、恒温器内で 2 時間静置後上澄み 5ml をろ過する
残りの振とうした 1 サンプルは、恒温器内で 2 時間静置後遠心分離し上澄み 5ml をろ過する
- 遠心分離 : 3500rpm、10 分
- 温度管理 : 静置、遠心分離とも 15℃を保持する
- 測定試料量 : 5ml
- 測定機器 : マルチチャンネル波高分析器付 Ge 半導体検出器
- 測定時間 : 原則として 1 時間とするが、カウント数に応じて適宜判断し、測定誤差を少なくする。特に ^{137}Cs について測定誤差に留意する。検出限界の 10 倍以上を目安とする。
- (5)pH、EC 測定
- EC : RI 測定試料採取後、上澄みを必要量採取して測定する
- pH : EC 測定試料採取後攪拌して測定する
- 液温 : pH、EC 測定時の液温を測定する
- (6)ブランク測定
- 試料作成 : 土壌を加えないことの他は全て同一条件 (振とう有り) で行う
- RI 強度 : 以下の 3 種類の溶液を各 5ml 採取して測定する
- 振とう開始 1 時間後
 - 振とう終了後 2 時間静置した後
 - 上記試料採取後ろ過を行った後 (ろ液)

EC : ろ液採取後必要量採取して測定する
 pH : EC 測定試料採取後そのまま使用する

(7)遠心分離による液温上昇測定

試料 : 溶媒のみのブランク試料を作成、使用する
 測定方法 : 遠心分離用サンプルと同様の操作を行い、遠心分離直後の液温を測定する

(8)実験結果の整理

定められた様式にしたがう。ブランクの濃度は測定順にしたがって記載し、分配係数の算出には2時間静置後の濃度 (b. の濃度) を用いる。特記事項の記入は以下の様式に従う。

測定時間 : RI濃度測定で1時間を超える測定時間としたとき、その測定時間を記録する (単位: 時間)

EC 希釈 : EC 測定において測定試料を希釈した場合、その希釈倍率を記録する

その他 : その他個々のサンプルに関し実験方法を変更した場合等に、変更点を記録する

(9)その他

実験方法を全体的に変更した場合には、変更点を備考欄に記載する。

第2回実験の実験結果の例として、 ^{60}Co の豊浦砂に対する実験結果と、 ^{137}Cs の黒ボク土に対する実験結果を第1回実験の同一条件における実験結果とともに Fig. 2.2 に示す。 ^{60}Co の豊浦砂に対する実験結果に見られるような同一機関における第1回目と第2回目の実験結果の差異は、各機関における RI の添加方法の変更に伴う pH、EC 測定値の差異による影響と考えられた。しかし、各機関間の測定値の差異は、いずれの核種-土壌の組み合わせでも見られ、この傾向は各機関の pH、EC 測定値と対応がとれていないことが確認された。すなわち、pH、EC で評価される液性の差異以外に Kd 測定値に対して大きな影響を与える変動要因が機関間において存在することが示唆された。なお、固液接触における振とうの

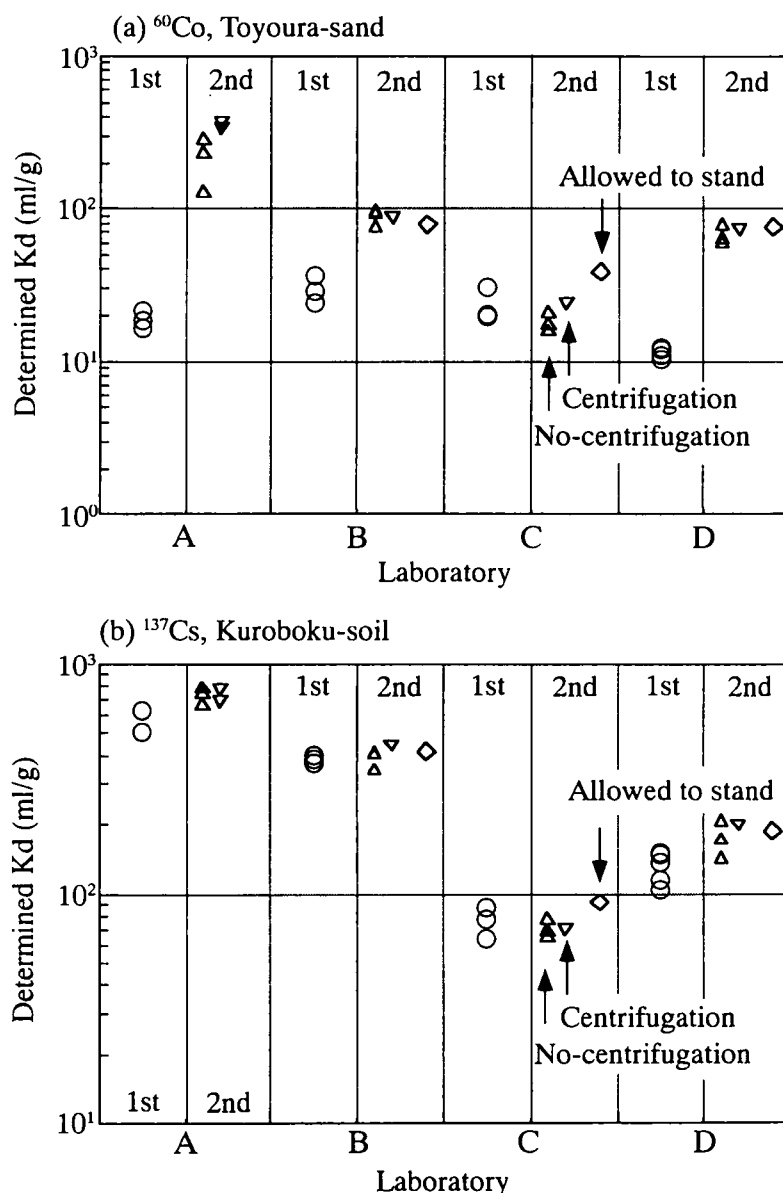


Fig. 2.2 Results of the second experiment

有無及びろ過前の遠心分離の有無の影響は、ほとんどの場合明確には認められなかった。

これらの検討結果から、土壌の鉍物組成の不均一性や保管方法等に起因する、土壌試料の性質の差異による影響、及び実験器材の差異の影響が原因として上げられ、それぞれの影響を確認するため、再度比較実験をすることとした。

2.2.4 第3回実験

第3回実験では、土壌試料の鉍物組成の不均一性や輸送及び保管の状態の差異等、土壌試料の性質の差異による影響を確認するため、各機関に配布した土壌試料を回収し、それぞれを4分割して、再度各機関に配布することにより、土壌試料のクロスチェックを試みた。この結果、各機関の測定値は、それぞれの機関の第2回実験における測定値とほぼ同様の結果となっており、土壌試料の鉍物組成の不均一性や輸送及び保管の状態の差異等の影響は小さいことがわかった。

2.2.5 第4回実験

第4回実験では、実験器材の差異の影響を確認するため、土壌試料及び溶媒に加え、実験に使用する器材一式を統一した実験を行うこととした。このため、機関Dで使用している実験器材一式を各機関に配布して実験を実施した。実験結果の例として、 ^{137}Cs の黒ボク土に対する実験結果をFig. 2.3に示す。図に見られるように、各機関の測定値は第2回実験と異なり、比較的近い値が得られた。すなわち、測定値に見られた機関間の差異は、実験に使用された器材の差異によってもたらされた可能性が高いことが推察された。このため、各機関が使用している実験器材について再度検討した結果、実験容器について、材質は全てポリプロピレン製であるが、機関Aと機関Bは底面積が比較的大きい瓶型の容器を用いたのに対し、機関Cは底面積が比較的小さい瓶型の容器、機関Dは底面積が比較的小さい遠沈管型の容器を用いていたことが確認された。すなわち、この実験容器の形状の差異が測定値に影響を与えていることが推察された。

2.2.6 第5回実験

第4回実験において推察された容器形状の差異等による測定値の影響についてさらに詳細に検討するため、実験に用いる容器のクロスチェックを行った。すなわち、各機関が本実験において使用していた実験容器、及び形状はほぼ同一であるが材質の異なる3種類の実験容器を用いて、1つの機関（機関D）において同一の実験者による実験を実施した。また、実験に使用した容器の HCO_3 による表面処理の有無に起因するKd測定値の影

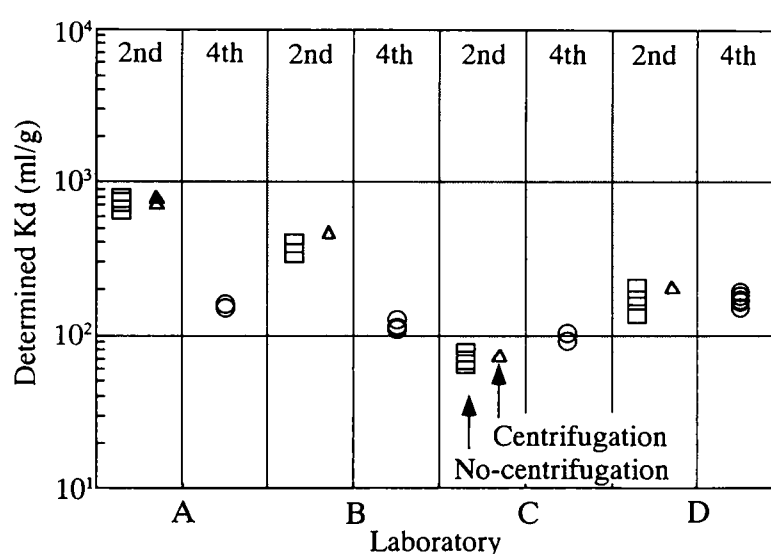


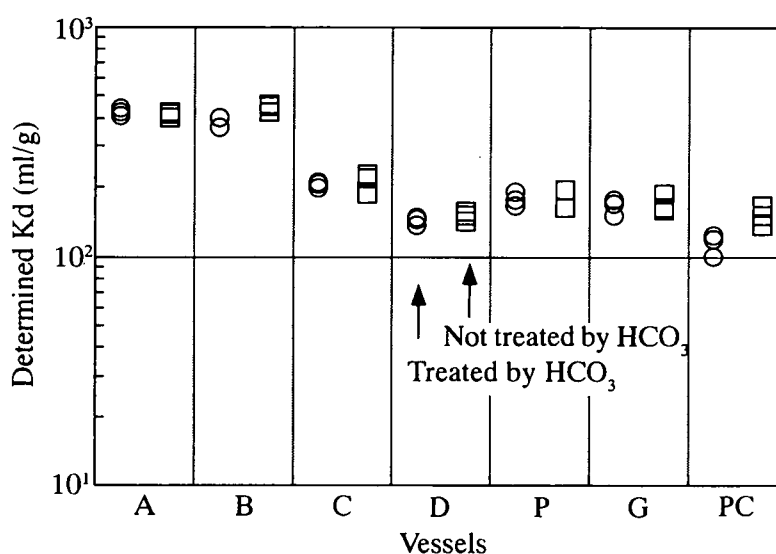
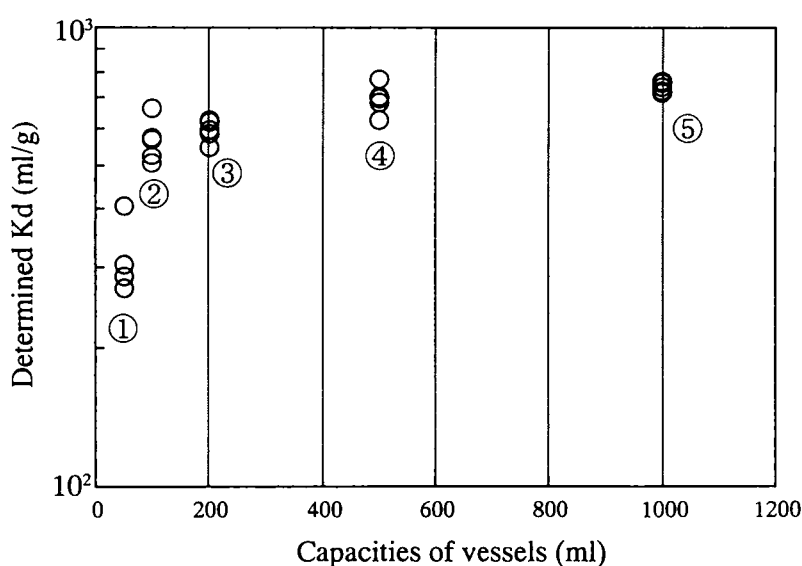
Fig. 2.3 Results of the fourth experiment (^{137}Cs , Kuroboku-soil).

Table 2.2 Vessels used at the experiment for crosscheck .

Symbol	Type	Size	Material
A	Bottle type	40mm ϕ \times 72mmH	Polypropylene
B	Bottle type	40mm ϕ \times 75mmH	Polypropylene
C	Bottle type	34mm ϕ \times 77mmH	Polypropylene
D	Vessel for centrifugation	29mm ϕ \times 115mmH	Polypropylene
P	Vessel for centrifugation	35mm ϕ \times 97mmH	Polyethylene
G	Vessel for centrifugation	35mm ϕ \times 105mmH	Glass
PC	Vessel for centrifugation	34mm ϕ \times 100mmH	Polycarbonate

響についても確認した。本実験に使用した容器の一覧をTable 2.2に示す。また実験結果の例として、 ^{137}Cs の黒ボク土に対する実験結果をFig. 2.4に示す。A～Dまでの測定値は第2回実験とほぼ同様の傾向を示しており、第2回実験で見られた機関間の測定値の差異は、容器形状の差異に起因している可能性が高いことが明らかになった。また、ポリエチレン、ガラス、ポリカーボネート容器による測定値は、いずれもほぼ同一の直径であるCやDとほぼ同じ傾向を示しており、本実験では容器材質の差異は、容器形状の差異に比して影響が小さいことが確認された。なお、 HCO_3 表面処理による影響もほとんどないことが確認された。

上記の傾向は、測定値が容器の直径に依存していることによって生じていると考えられる。そのため容器底面積と測定値の関係を定量的に把握することを目的とし、土壌及び溶液の量を変化させず、容量の異なるガラス容器を用いて同様の実験を行った。この結果をFig. 2.5に示

Fig. 2.4 Results of the fifth experiment (^{137}Cs , Kuroboku-soil).Fig. 2.5 Effects of the capacities of vessels to determined Kd (^{137}Cs , Kuroboku-soil).

す。この図に見られるように、実験条件が同じであっても、容器容量が異なるとKd測定値が異なることが確認された。これらの容器は底面の直径が異なっており、(①40mm φ、②50mm φ、③63.5mm φ、④79.2mm φ、⑤99mm φ)、容量が小さい容器、すなわち底面積が小さい容器では、Kd測定値が小さくなる傾向がある。この傾向は第2回実験及び第4回実験と同一である。これは、本実験において実験条件として設定した往復振とう器による振とうでは、底面積

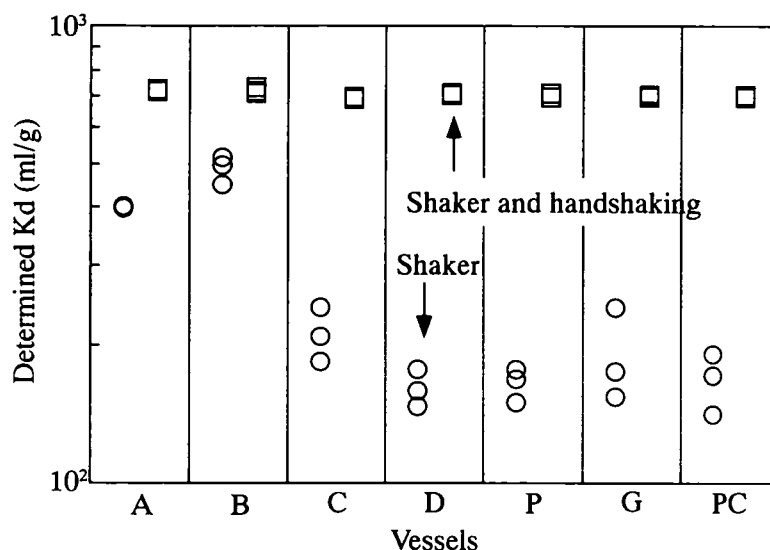


Fig. 2.6 Effects of the method of shaking to determined Kd (^{137}Cs , Kuroboku-soil).

の差異によって容器内の振とうの状況が異なり、測定値に影響を与えていると考えられる。すなわち、第3回実験までの測定値の差異は、各機関が用いた容器の底面積の差異、すなわち容器形状による振とう状況の差異に起因すると考えられる。

振とう方法の差異による測定値の差異について更に検討することを目的とし、同一容器において、振とう器による実験とハンドシェイクによる実験を行って測定値を比較した。この結果をFig.2.6に示す。いずれの容器についても、振とう器による往復振とうに加えてハンドシェイクを行った場合の測定値は、往復振とうのみによる測定値に比して明らかに高く、特に内径が小さい容器ではその差異が顕著であった。また、ハンドシェイクを行った場合は、容器の種類によらず安定した値が得られた。このことから、往復振とう器による実験では、土壌試料と溶液が完全に混合された真の平衡状態の測定値ではなく、土壌表面と溶液の静的な見かけの平衡状態においての測定値が得られていることが推察された。

なお、 10^{-3}mol/l CaCl_2 溶液、蒸留水、イオン交換水、土壌抽出水（固液比が10の状態で浸漬した土壌抽出水を0.45ミクロンのフィルタで濾過した溶液）を用いてブランクテストを行うことにより、核種の容器への付着によるKd測定値への影響はほとんどないことを確認した。

2.2.7 比較実験フェーズIの結論

本比較実験の結果、往復振とう器による振とうの場合、土壌試料と溶液が完全に混合された真の平衡状態の測定値ではなく、土壌表面と溶液の静的な見かけの平衡状態においての測定値が得られていることが推察された。このため、往復振とうで実験を行う場合は、容器の形状が測定値に影響を与えることが確認された。よって比較実験フェーズIIにおいては、実験器材の差異の影響を排除するため、主な実験器材及び試料を配布することとした。なお、本実験条件では、pH、ECの差異の影響は見られたものの、その他の条件の差異は測定値に顕著な影響を与えないことが明らかになった。

2.3 比較実験フェーズ II⁹⁾

2.3.1 実験方法

比較実験フェーズ I では、標準的測定法を作成するための第 1 段階として、実験条件を詳細に設定した上で複数の機関による Kd の比較測定実験を行い、測定値に与える物理的、化学的要因の影響について検討した。比較実験フェーズ II では、比較実験フェーズ I の結果に基づき、物理的、化学的変動要因を可能な限り排除した同一の実験条件下において、複数の実験者が Kd 値の測定を行うことにより、実験施設や実験者の差異に起因する Kd 測定値の変動の大きさについて定量的な評価を行った。

実験参加者は 8ヶ所の実験室（放射線医学総合研究所、九州環境管理協会、北海道大学大学院、三菱マテリアル、日立製作所、三菱重工業、東芝、日揮）で各 1 名、1ヶ所の実験室（日本原子力研究所）で 12 名の計 20 名である。以下、8ヶ所の実験室における各 1 名の実験者については英大文字（A～H）で表し、日本原子力研究所の実験室における 12 名の実験者については英小文字（a～l）で表す。

本実験に際しては、物理的、化学的変動要因を排除するため、比較実験フェーズ I の知見に基づき、実験方法は可能な限り詳細に設定することとした。なお、設定された条件で実験を行うことが困難である項目に関しては実験条件の変更を認めるが、その変更起因する測定値の変化について把握する必要があるため、変更した項目についてはその変更内容を詳細に記載することとした。なお、フェーズ I より、実験器材、特に実験に使用する容器の形状の差異による影響が明らかとなったため、フェーズ II では、実験器材の差異の影響を排除するために、主な実験器材及び試料を配布した。以下に実験方法を記述する。また、設定した実験方法のフローチャートを Fig. 2.7 に示す。

(1) 基本条件

RI	: ^{60}Co 、 ^{137}Cs
土壌試料	: 豊浦砂、黒ボク土（配布）
試料調整	: 風乾を行わず、そのまま使用する
溶媒	: 10^{-3} mol/l CaCl_2 溶液（配布）
容器	: ポリプロピレン製 50ml (38mm ϕ \times 78mmH) 容器（配布）

(2) RI 調整^{*)}

RI 原液	: 日本アイソトープ協会製 JAS-706 標準溶液
放射能濃度	: 1MBq/ml
担体溶液	: CoCl_2 or CsCl 0.05mg/g in 0.1 N-HCl
希釈方法	: イオン交換水で 50kBq/ml に希釈

(3) 固液接触

接触方法	: バッチ法
固液比	: 1:10（土壌 3g : 溶液 30ml）
添加方法	: 土壌 3g と溶媒 30ml を混合し、1 時間以内に各 RI を混合せず別々に添加する
初期 RI 濃度	: 100Bq/ml
温度	: 15℃（恒温器を用いない場合は室温をなるべく一定に保つ）
試料温度調整	: 実験開始の 24 時間以上前から、土壌及び溶媒を恒温器内に入れておくことにより、温度調整を行う
サンプル数	: 1 核種 1 土壌あたり 3 サンプル（計 12 サンプル）+ ブランク（2）

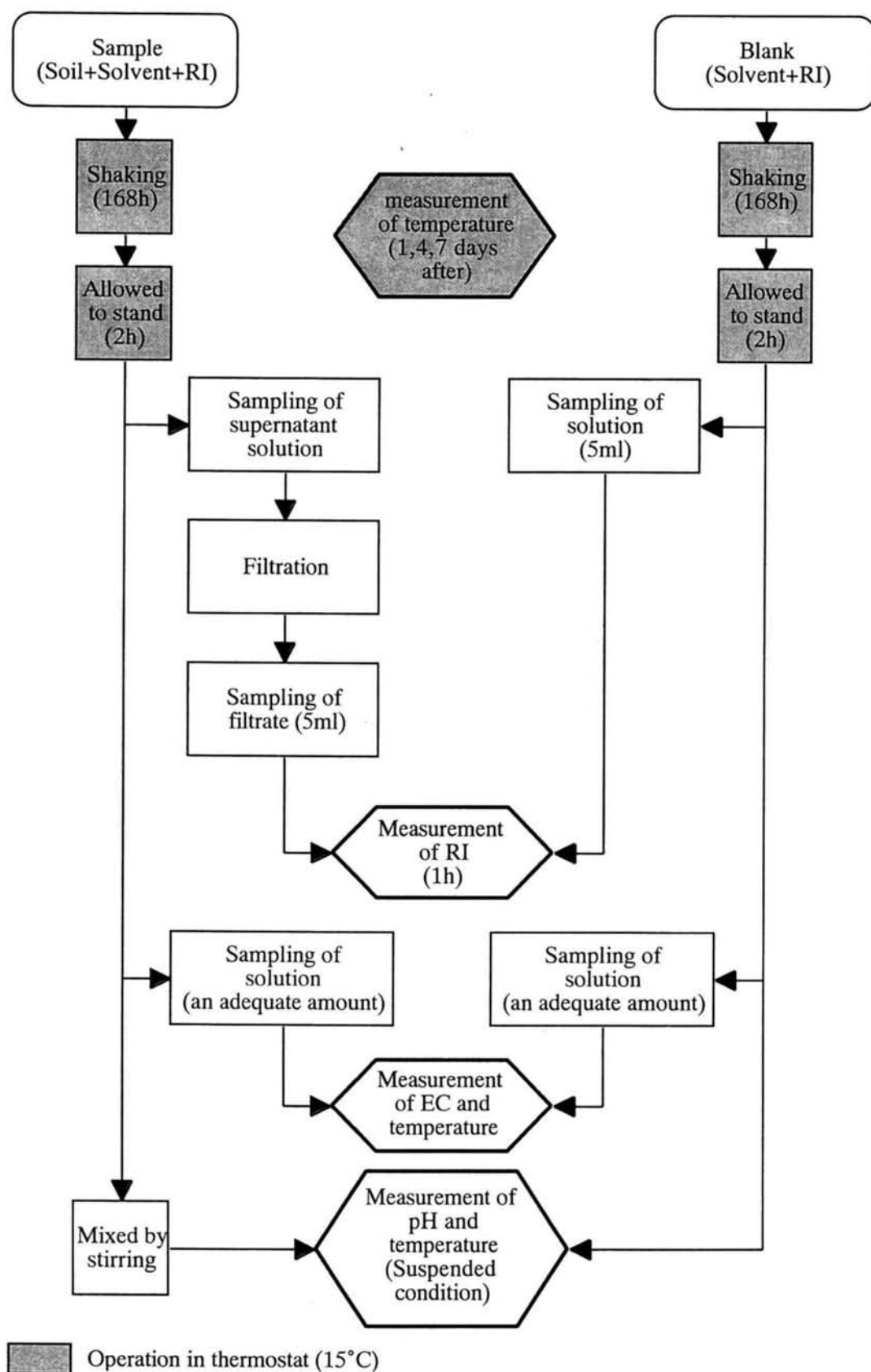


Fig. 2.7 Flow chart of intercomparison measurement Phase II

(4) 振とう（振とう器が使用できない場合は手による定期的な振とうでも可）

振とう開始 : RI 添加直後
振とう方法^{*2} : 往復振とう
振とう強度^{*2} : 50 往復 / 分
振とう時間 : 7 日（168 時間）
温度測定 : 振とう開始より 1 日後、4 日後、7 日後（振とう終了時）に恒温器内温度（恒温器を用いない場合は室温）を測定、記録する

(5) 測定試料前処理

固液分離 : 恒温器内で 2 時間静置後上澄み液をろ過する
ろ液用容器 : 配布した容器でろ液を受け、測定試料を採取する
測定試料量 : 5ml

(6) 放射能濃度測定^{*3}

測定機器 : Ge 半導体検出器
測定時間 : 原則として 1 時間とするが、測定方法や試料の放射能濃度に応じて適宜判断し、測定誤差を少なくする。

(7) pH、EC 測定

EC^{*4} : RI 測定試料採取後、上澄みを必要量採取して測定する
pH^{*5} : EC 測定試料採取後、攪拌して測定する
液温 : pH、EC 測定時の液温を測定する

(8) ブランク測定

試料作成 : 土壌を加えないことの他は全て同一条件で行う
濃度測定 : 振とう終了後 2 時間静置した後 5ml 採取して測定する
EC^{*4} : ろ液採取後、必要量採取して測定する
pH^{*5} : EC 測定試料採取後、そのまま使用する

(9) 実験結果の整理

実験結果整理票で定めた様式に、各サンプルの核種濃度、Kd 値、pH 及び EC 値（測定時の液温を含む）を記入する。なお、温度測定の欄は、振とう開始より 1 日後、4 日後、7 日後の温度を記録する。

(10) 実験方法の変更

本実験方法において、* を付した項目については、実験室や実験者の都合により、設定した方法と異なる方法を用いてもよい。その場合、実験結果整理票の定められた欄に、変更した内容を記述する。

*1 : 設定と異なる RI 原液を用いた場合、その原液の供給元と番号、RI 濃度、担体溶液、担体濃度及び基準日を「RI 原液」欄に記述する。また、異なった希釈方法（希釈溶液、希釈後 RI 濃度等）を用いた場合、希釈溶液、希釈後の RI 濃度、添加量を「RI 希釈」欄に記述する。なお、RI 原液あるいは希釈方法のいずれかを変更した場合は、使用する RI 溶液の pH を測定し、「RI 溶液 pH」欄に記述する。

*2 : 手による振とうを行った場合、あるいは提示した方法と異なる振とう方法、振とう強度を用いた場合、その内容（「1 日 1 回朝 10 分のハンドシェイク」等）を「振とう方法」欄に記述する。

*3 : 測定に使用した機器名およびその検出限界を「RI 測定機器」欄に記述する。また、NaI シ

ンチレーションカウンタやGM計数管を用いた場合は、測定条件や試料の形態等について同欄に詳細に記述する。なお、1時間を超える測定時間としたときは、その測定時間を「測定時間」欄に記録する（単位：時間）。

2.3.2 実験結果及び考察

(1) 振とう方法の影響

各機関が使用した実験溶液の性状をTable 2.3及びTable 2.4に示す。実験者によるKd値の測定結果をFig. 2.8～Fig. 2.11に示す。振とうを振とう器で行った測定値は○、ハンドシェイクで行った測定値は◇で表している。機関F及び機関Hの実験者はハンドシェイクによる実験を3サンプルについて実施している。機関B及び日本原子力研究所の実験室の実験者(a～l)は、比較実験フェーズIで見られた振とう方法の差異による測定値の差異について明確にするため、振とう器による実験を3サンプルについて実施するとともに、ハンドシェイクによる実験を各1サンプルについて実施している。

いずれの核種、土壌においても、本実験で定めた条件では、振とう器による測定値よりハンドシェイクによる測定値の方が高い傾向が見られる。特に同一実験室の12名(a～l)の測定結果ではその差異が明確である。これは、比較実験フェーズIと同様に、振とう器による振とうの場合は水平方向の振とうが主であるため、本実験で用いた容器では液相と固相の面的接触が支配的となって混合が不十分となるのに対し、ハンドシェイクでは定常的ではないものの、液相と固相の均一な混合系を生成するためと考えられる。

この振とう方法の差異の影響について明確にするため、日本原子力研究所の実験者12名(a～l)の測定結果について、各振とう方法による測定値の累積分布関数(Cumulative Distribution Function; CDF)をFig. 2.12～Fig. 2.13に示す。いずれの核種、土壌の組み合わせにおいても、振とう器による振とうとハンドシェイクとの差異が明確である。これらの差異は、ノンパラメトリック検定であるKolmogorov-Smirnovの検定により、いずれ核種-土壌のも有意であることが確認された。また、振とう器による振とうとハンドシェイクとの差異の大きさは核種、土壌の組み合わせによって若干異なるが、ファクター2程度であることが認められる。ただし、Fig. 2.5に見られるように、この差異の大きさは実験に使用する容器の底面積に依存し、底面積が小さい容器を用いた場合は、より大きな差異が生じると考えられる。

また、機関F及び機関Hは振とう器を用いず、ハンドシェイクの実験のみを行っているが、これらの測定値は機関Hの「 ^{60}Co 、豊浦砂」の測定値を除き、同一実験室の実験者のハンドシェイクの測定値とほぼ同程度の値である。これは、ハンドシェイクの場合は液相と固相が十分に混合されるため、振とう器の場合に比べ測定値が安定しやすいことによると考えられる。なお、ハンドシェイクの測定値は振とう器による測定値の最大値とほぼ同程度であり、振とう器による振とうにおいて混合が比較的十分になされた場合、ハンドシェイクによる測定値と同様の測定結果が得られると考えられる。

なお、ハンドシェイクの方法（頻度、時間、混合方法等）については特に設定しなかったため、各実験者が実施した方法は統一されていない。しかし、測定値のばらつきは比較的小さいことから、ハンドシェイクの場合はその方法の差異の影響は小さいことが推測される。

(2) 測定精度の影響

固相への核種の吸着量が多い場合、すなわちKd測定値が高い場合は、液相中の核種濃度が低くなるため、放射能測定における測定誤差の影響が大きくなる。また、逆に固相への核種の

Table 2.3 Quantities of solutions used for experiment (⁶⁰Co).

Laboratory		A	B	C	D	E
Original solution	Supplier	JRIA	JRIA	JRIA	JRIA	Amersham
	Code number	JAS-706	JAS-704	JAS-706	JAS-706	CKZ.64
	Radioactivity (kBq/ml)	about 1,000	50.1	1,090	1,140	404
	Chemical form	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.1mg/g
	Acidity	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl
	Diluent	Deionized water	1N HCl	Deionized water	Deionized water	0.1N HCl
Stock solution for the experiment	Radioactivity (kBq/ml)	95	2.54	55	50	50
	pH	1.7	below 0.4	Not measured	2.0	1
	Amount of the stock solution added to each batch experiment (ml)	0.6	1.18	0.06	0.06	0.06
		F	G	H	JAERI	Definition
Original solution	Supplier	Du pont	SCETI Co., LTD.	Amersham	JRIA	JRIA
	Code number	JDN0451	No.23997	CKZ.72	JAS-706	JAS-706
	Radioactivity (kBq/ml)	37,000	526	4,924	1,010	1,000
	Chemical form	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.01mg/g	CoCl ₂ 0.1mg/g	CoCl ₂ 0.05mg/g	CoCl ₂ 0.05mg/g
	Acidity	0.5N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl
	Diluent	Distilled water	Deionized water	*	Deionized water	Deionized water
Stock solution for the experiment	Radioactivity (kBq/ml)	33.1	50	46.7	51.3	50
	pH	4.3	3	1.5	2.4	-
	Amount of the stock solution added to each batch experiment (ml)	0.0905	0.06	0.065	0.06	0.06

* : 0.1N HCl (1 to 20) and Deionized water (1 to 3).

Table 2.4 Quantities of solutions used for experiment (^{137}Cs).

Laboratory		A	B	C	D	E
Original solution	Supplier	JRIA	JRIA	JRIA	JRIA	Amersham
	Code number	JAS-706	JAS-704	JAS-706	JAS-706	CCS.1
	Radioactivity (kBq/ml)	About 1,000	48.3	1,220	1,060	39,600
	Chemical form	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.0929mg/g
	Acidity	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl
	Diluent	Deionized water	1N HCl	Deionized water	Deionized water	0.1N HCl
	Radioactivity (kBq/ml)	99	4.37	61	50	50
Stock solution for the experiment	pH	1.7	Below 0.4	Not measured	2.8	1
	Amount of the stock solution added to each batch experiment (ml)	0.6	0.687	0.06	0.06	0.06
Laboratory		F	G	H	JAERI	Definition
Original solution	Supplier	JRIA	Amersham	Amersham	JRIA	JRIA
	Code number	Special type	-	CDZ.72	JAS-706	JAS-706
	Radioactivity (kBq/ml)	829	3,990	4,620	999	1,000
	Chemical form	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.1mg/g	CsCl 0.1mg/g	CsCl 0.05mg/g	CsCl 0.05mg/g
	Acidity	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl	0.1N HCl
	Diluent	Distilled water	Deionized water	Deionized water	Deionized water	Deionized water
	Radioactivity (kBq/ml)	53.2	50	36.0	51.5	50
Stock solution for the experiment	pH	1.3	4	3.0	2.4	-
	Amount of the stock solution added to each batch experiment (ml)	0.0564	0.06	0.080	0.06	0.06

* : ^{134}Cs was used.

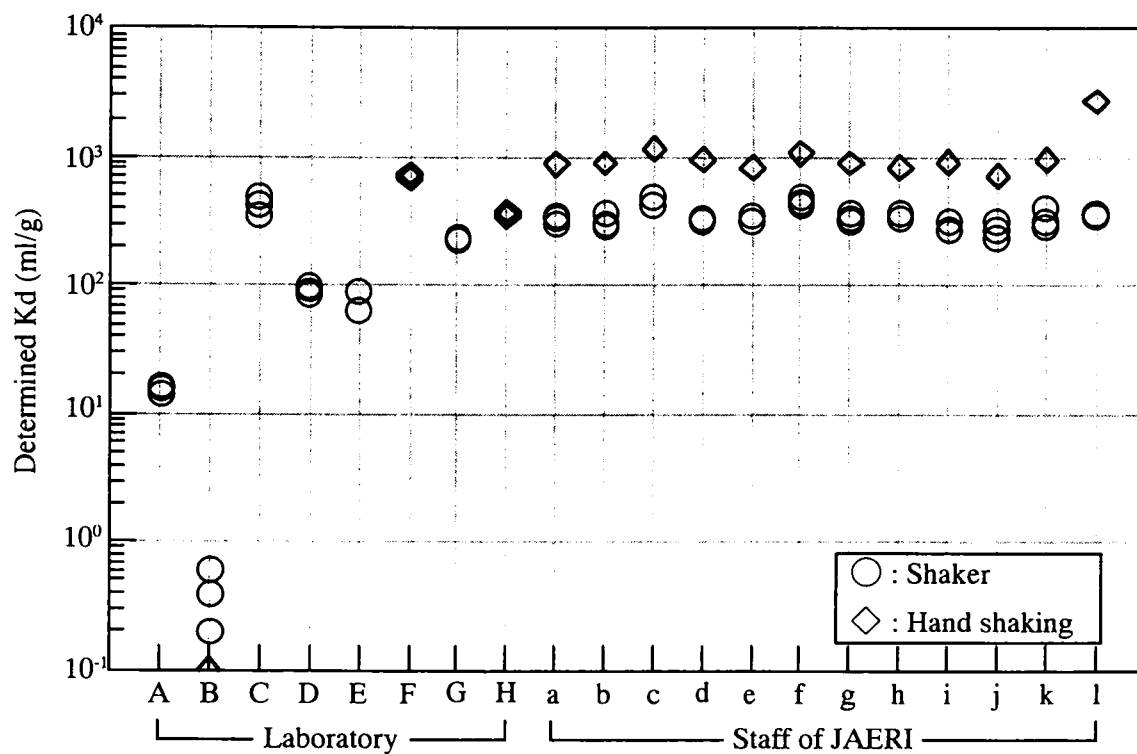


Fig. 2.8 Comparison of determined K_d (^{60}Co , Toyoura-sand).

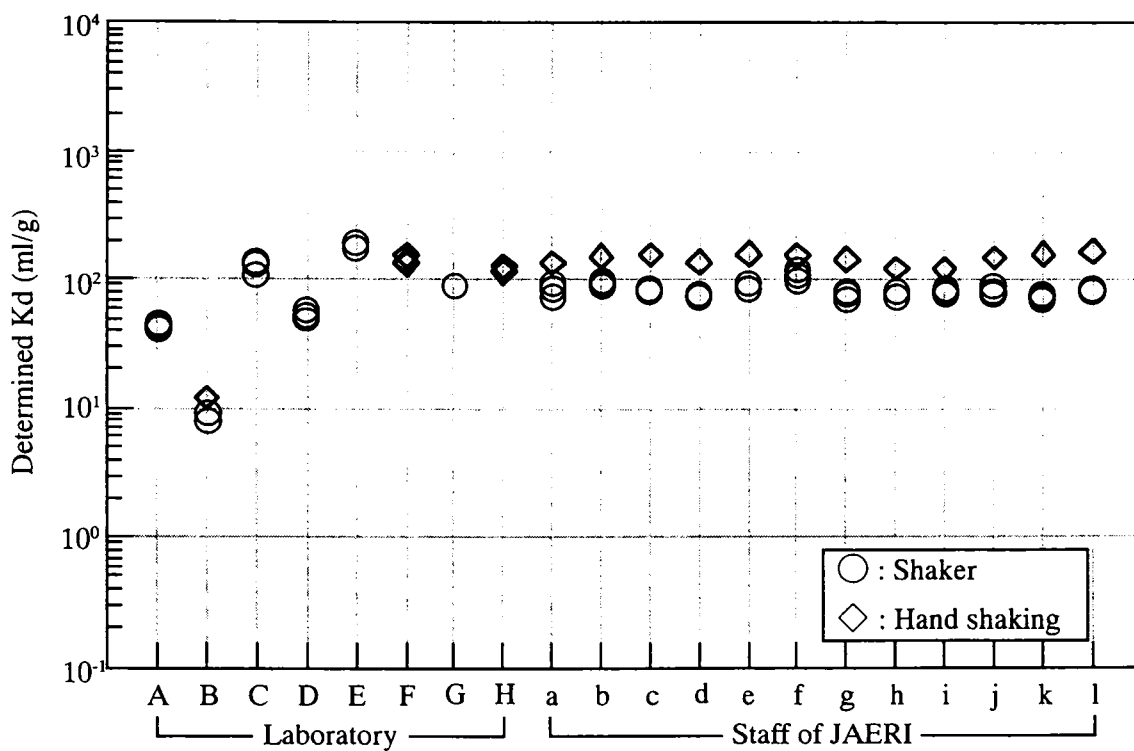


Fig. 2.9 Comparison of determined K_d (^{60}Co , Kuroboku-soil).

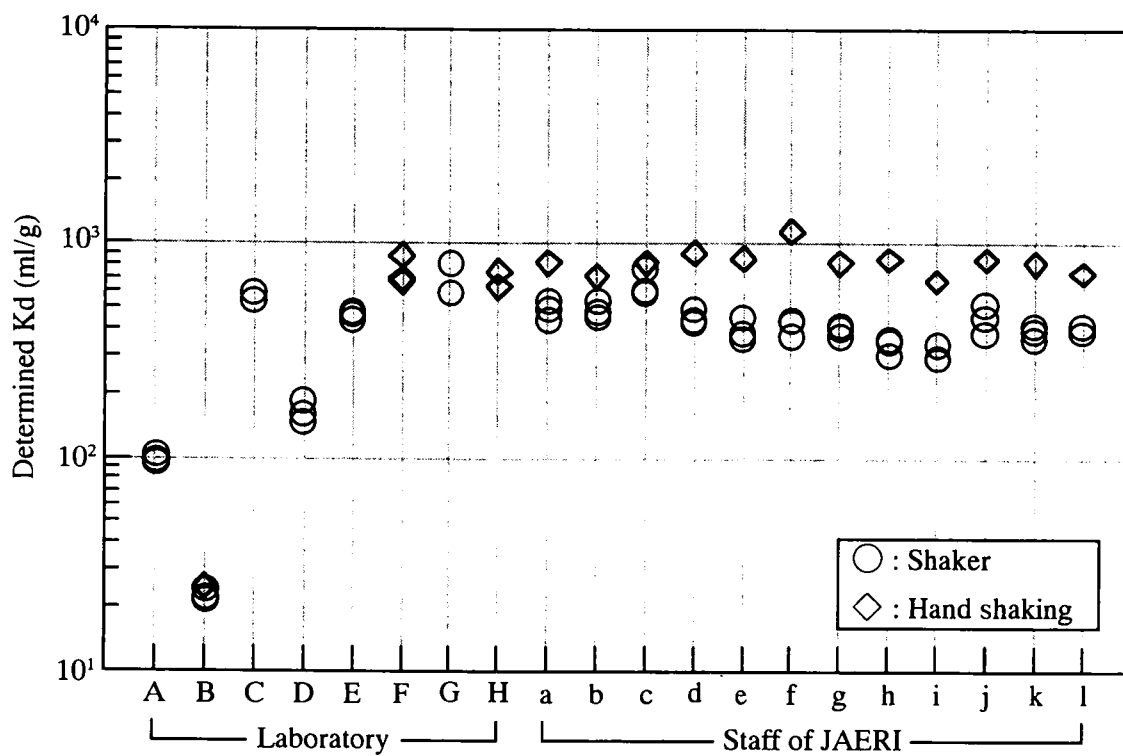


Fig. 2.10 Comparison of determined K_d (^{137}Cs , Toyoura-sand).

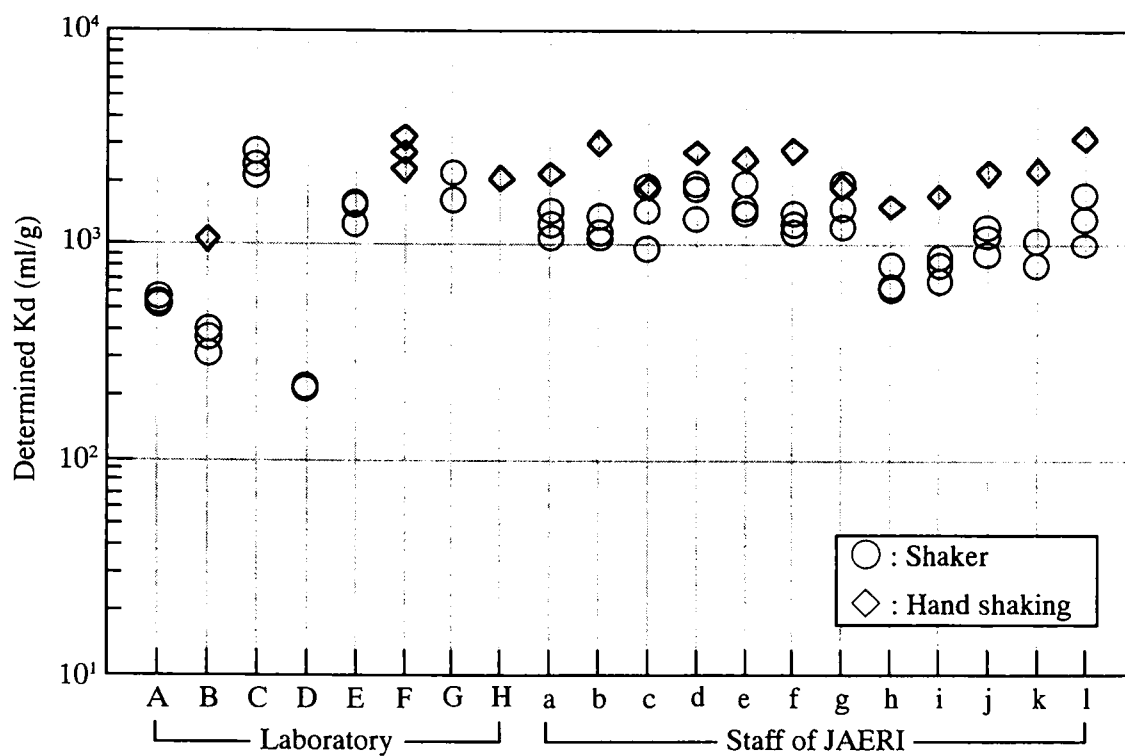


Fig. 2.11 Comparison of determined K_d (^{137}Cs , Kuroboku-soil).

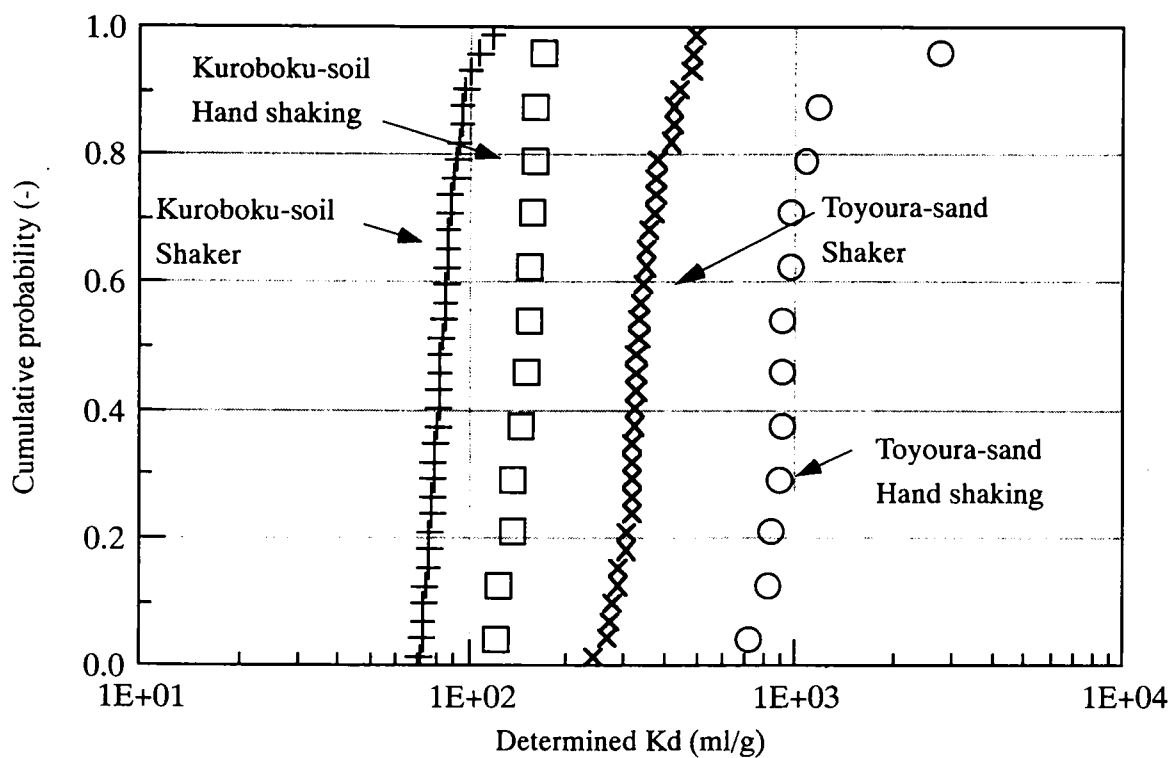


Fig. 2.12 Effects of the method of shaking to determined K_d (^{60}Co).

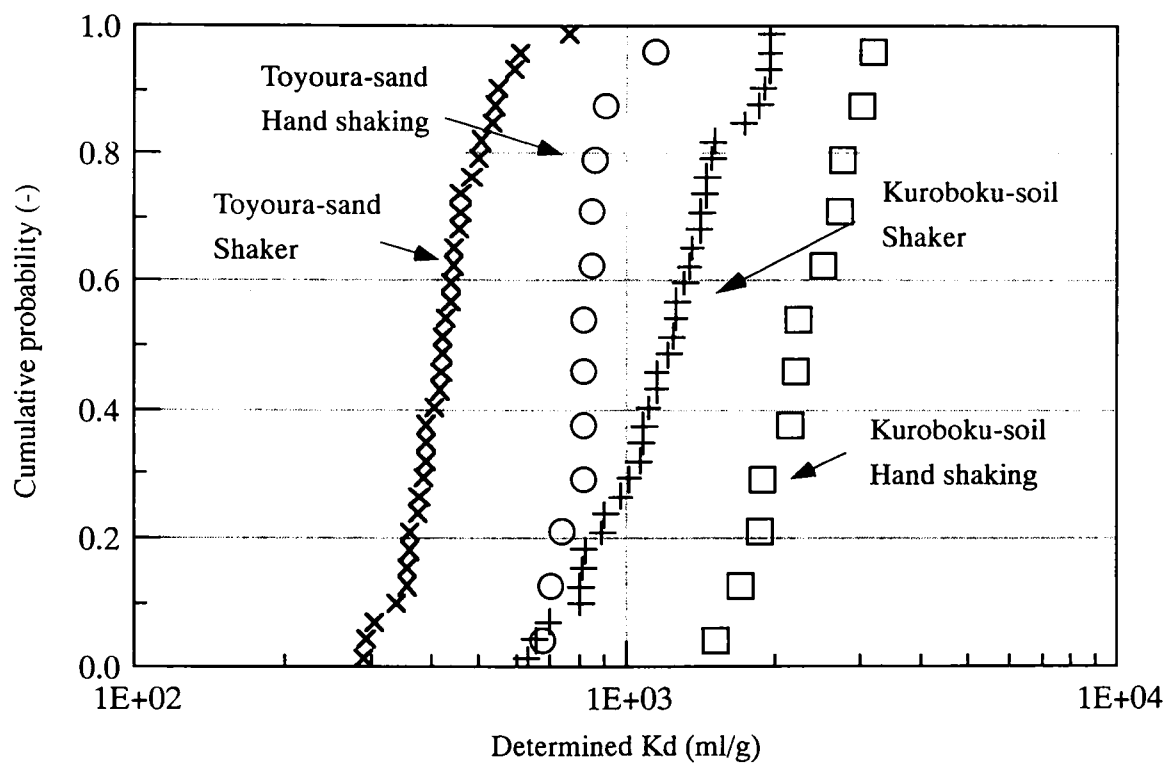


Fig. 2.13 Effects of the method of shaking to determined K_d (^{137}Cs).

吸着量が少ない場合、すなわち Kd 測定値が低い場合は、液相中の核種濃度の変化が少ないため、同様に測定誤差の影響が大きくなることが考えられる。

Fig. 2.11 及び Fig. 2.13 に見られるように、「 ^{137}Cs 、黒ボク土」の Kd 測定値は、他の組み合わせに比べ Kd 測定値が高く、そのばらつきも比較的大きい。この傾向は、同一の実験者による 3 サンプルの測定結果においても現れている。このばらつきは、液相中の放射能濃度が低くなったことにより、測定誤差の影響が相対的に大きくなったことによると考えられる。

このような測定誤差によるばらつきの影響小さくするためには、RI 初期濃度を適切に設定することが必要がある。但し、RI 溶液の添加量を変化させた場合、実験系の液性が変化することにより、Kd 測定値に影響を与える可能性があることに十分留意する必要がある。

(3) 液性の差異の影響

Fig. 2.8 ～ Fig. 2.11 のいずれにおいても、機関 A、機関 B 及び機関 D の実験者の測定値が一般に低い傾向が見られる。これらについては、実験条件を変更したことに起因する液性の差異が、Kd 測定値に影響を与えていると考えられる。この影響を明らかにするため、pH 及び EC と Kd 測定値との相関について検討する。

まず pH と Kd 測定値との相関の例として、「 ^{60}Co 、豊浦砂」及び「 ^{60}Co 、黒ボク土」の組み合わせにおける、実験終了時の各サンプルの液相の pH と Kd 測定値との相関、及びブランクの pH と Kd 測定値との相関を Fig. 2.14 ～ Fig. 2.17 にそれぞれ示す。機関 A は RI 添加量が 0.6ml と他の実験者より 10 倍程度多いため、ブランクの pH が他の実験者に比べ低くなっている。機関 B は希釈溶液に 1N HCl を用い、RI 溶液の添加量も他機関より 10 倍以上多いため、サンプル及びブランクのいずれについても pH が他機関よりかなり低い値を示している。この傾向は ^{137}Cs でも同様である。

Fig. 2.15 及び Fig. 2.17 に見られるように、豊浦砂、黒ボク土ともにブランクの pH と Kd 測定値とは比較的良好な相関が見られる。また、豊浦砂は比較的緩衝作用が小さいため、実験終了時の各サンプルの液相の pH と Kd 測定値も相関が見られる (Fig. 2.14 参照) のに対し、黒ボク土は比較的緩衝作用が大きいため、実験終了時の各サンプルの液相の pH と Kd 測定値では相関はほとんど見られない (Fig. 2.16 参照)。このように、Kd 測定値に対する pH の影響は、サンプルよりもブランクの pH に着目した方がより明確である。これらの図より、機関 A 及び機関 B はいずれの組み合わせにおいてもブランクの pH が他の機関より明らかに低く、このために Kd 測定値が低くなったと考えられる。なお、ブランクの pH が 4 程度より大きい場合は、pH と Kd 測定値に明確な相関は見られない。すなわち本実験条件では、ブランクの pH が 4 程度より小さい場合に、液性の影響により Kd 測定値が小さくなる傾向が明らかである。

次に、「 ^{60}Co 、豊浦砂」及び「 ^{60}Co 、黒ボク土」の組み合わせにおける、実験終了時の各サンプルの液相の EC と Kd 測定値との相関、及びブランクの EC と Kd 測定値との相関を Fig. 2.18 ～ Fig. 2.21 にそれぞれ示す。ただし、機関 A はブランクの EC を測定しておらず、機関 E はサンプル及びブランクのいずれも EC を測定していない。いずれの組み合わせにおいても、機関 B 及び機関 D の EC が他の実験者と大きく異なっており、全体として負の相関の傾向が見られる。機関 B は前述した RI 溶液の特性のため EC も高くなったと考えられる。また、機関 D は pH については他の機関とあまり差異がなかったが、EC についてはサンプル、ブランクのいずれにおいても他機関より明らかに高い値を示しており、このために Kd 測定値が低くなったと考えられる。機関 A は EC については他機関とほぼ同様であるため、前述した pH の差異が Kd 測定値の差異となって現れたことが推察される。なお、pH の場合と同様に、黒ボク土におけ

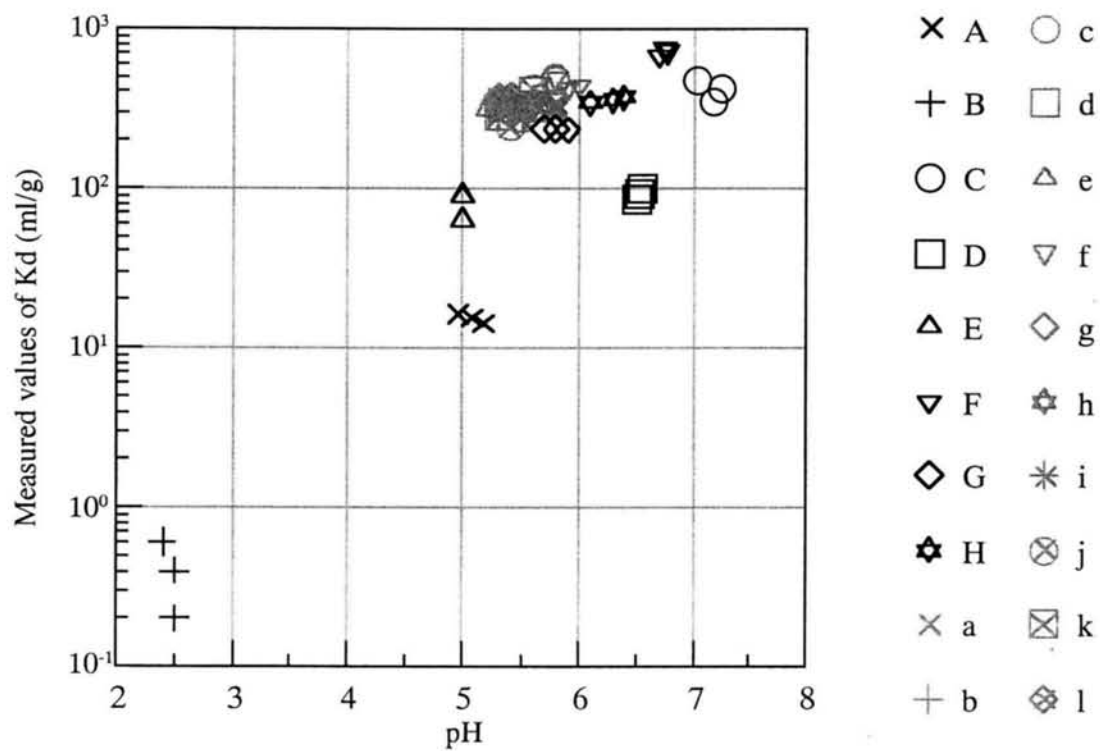


Fig. 2.14 Relationship between pH of samples and measured values of Kd (^{60}Co , Toyoura-sand).

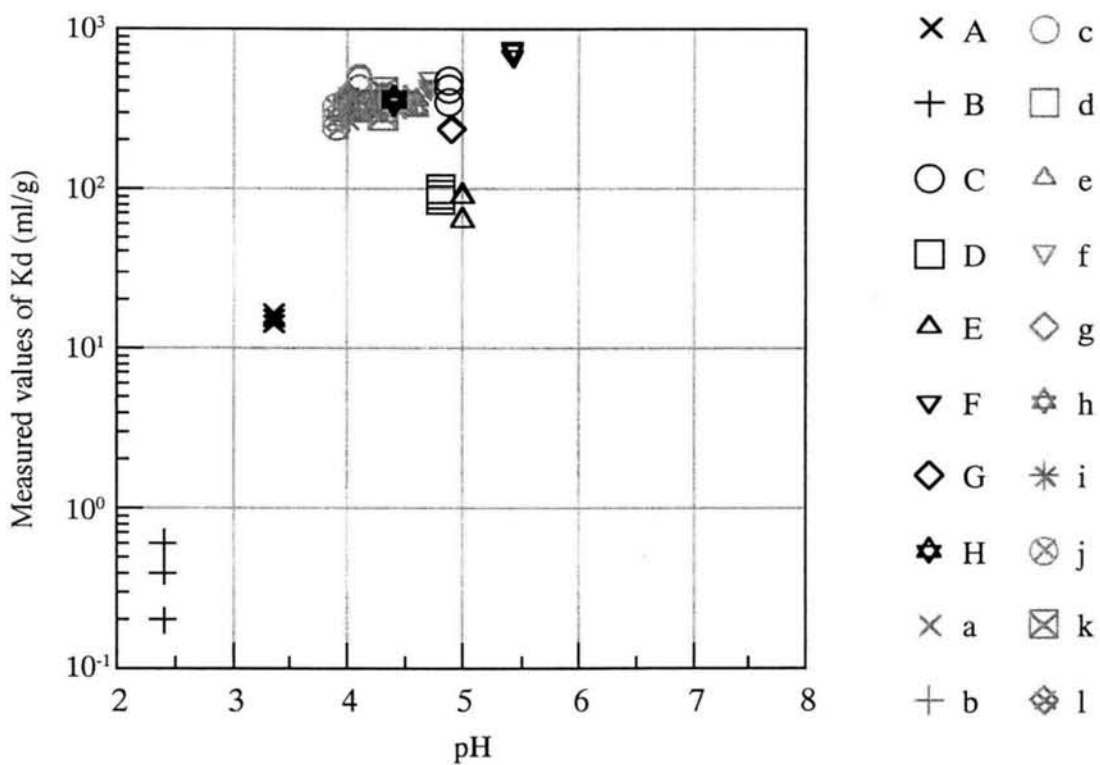


Fig. 2.15 Relationship between pH of blanks and measured values of Kd (^{60}Co , Toyoura-sand).

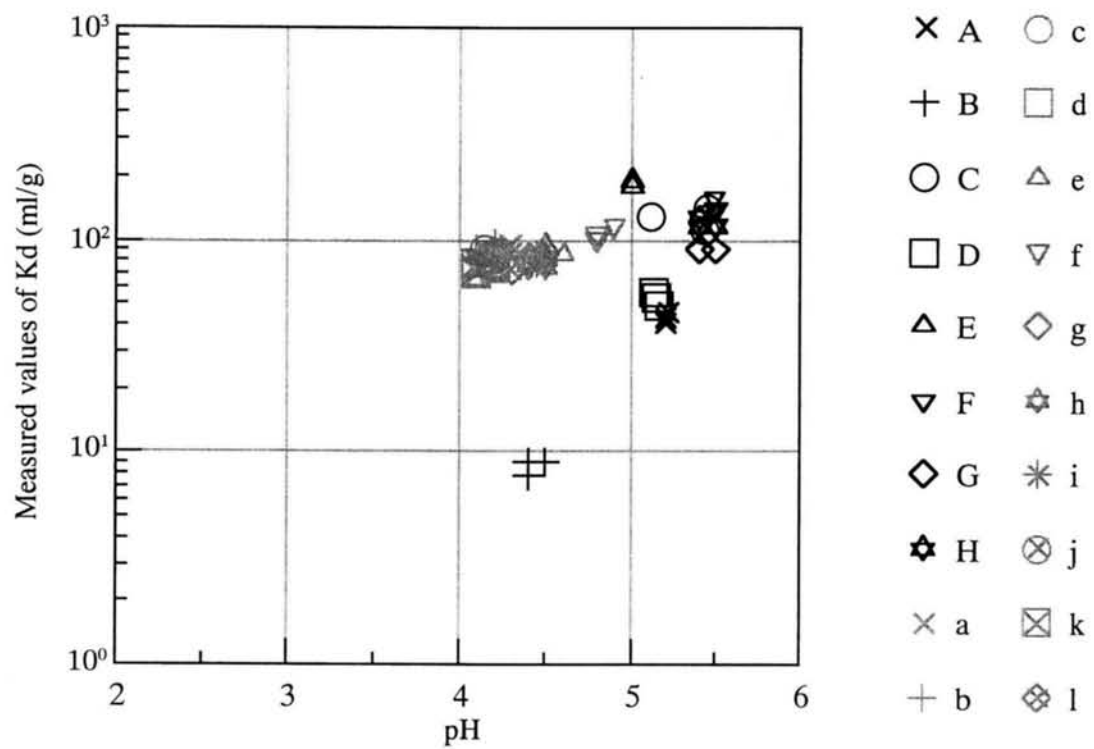


Fig. 2.16 Relationship between pH of samples and measured values of Kd (^{60}Co , Kuroboku-soil).

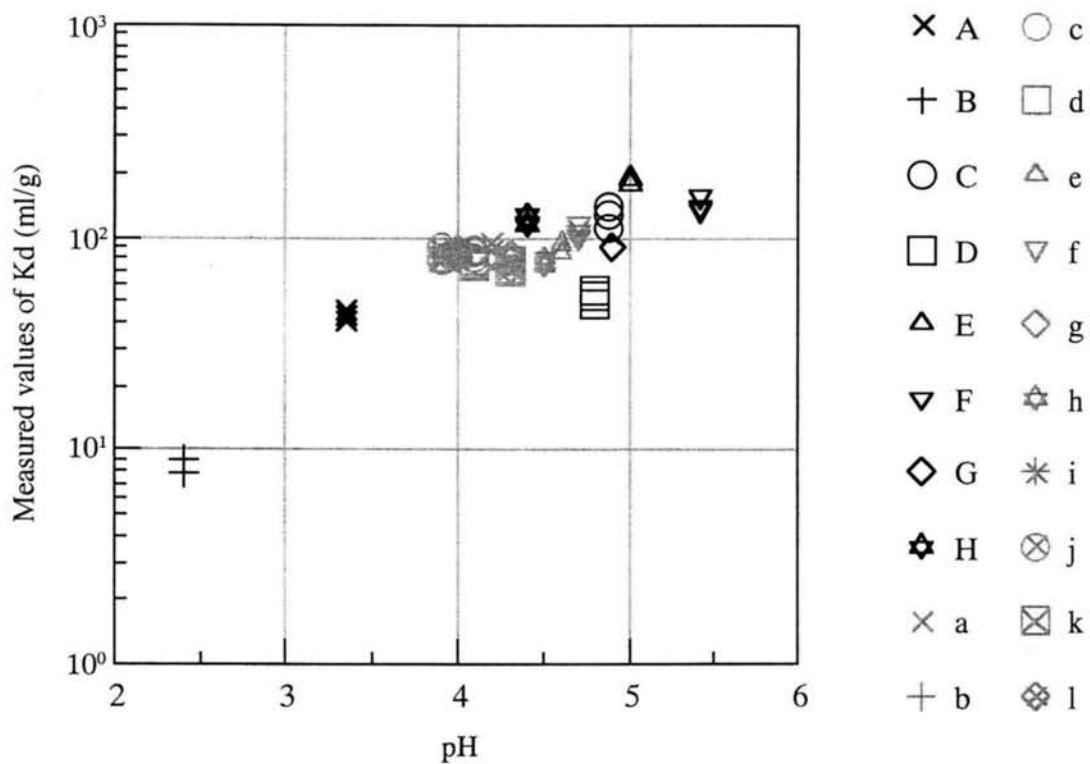


Fig. 2.17 Relationship between pH of blanks and measured values of Kd (^{60}Co , Kuroboku-soil).

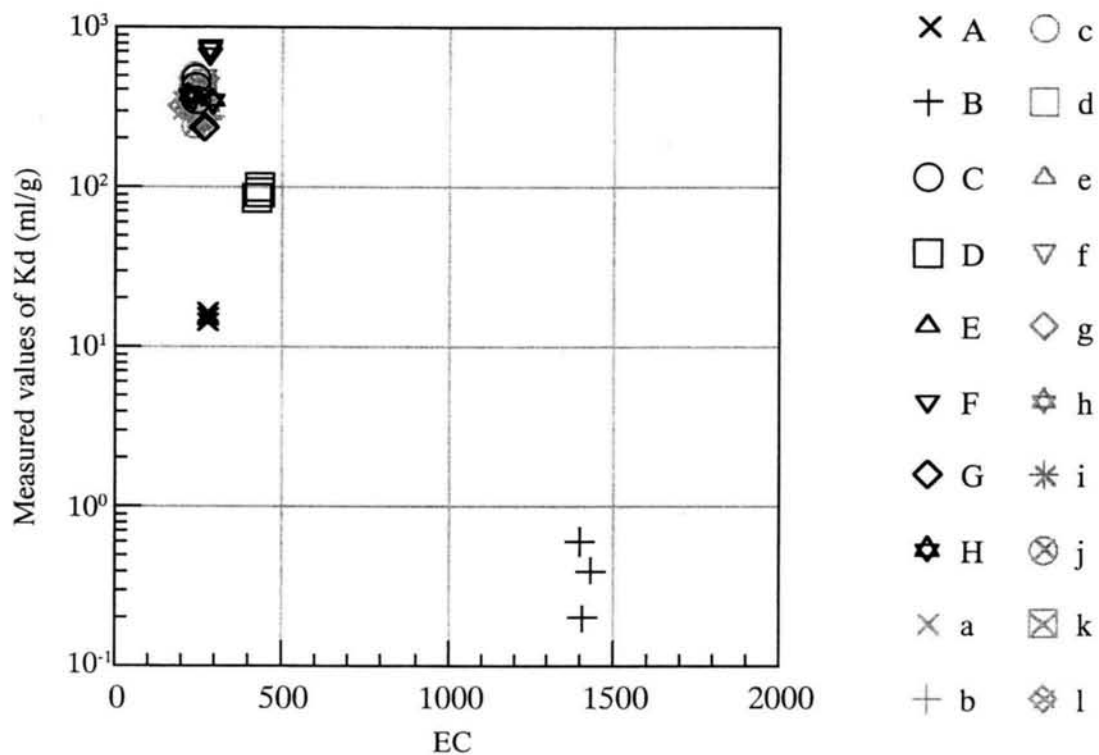


Fig. 2.18 Relationship between EC of samples and measured values of Kd (^{60}Co , Toyoura-sand).

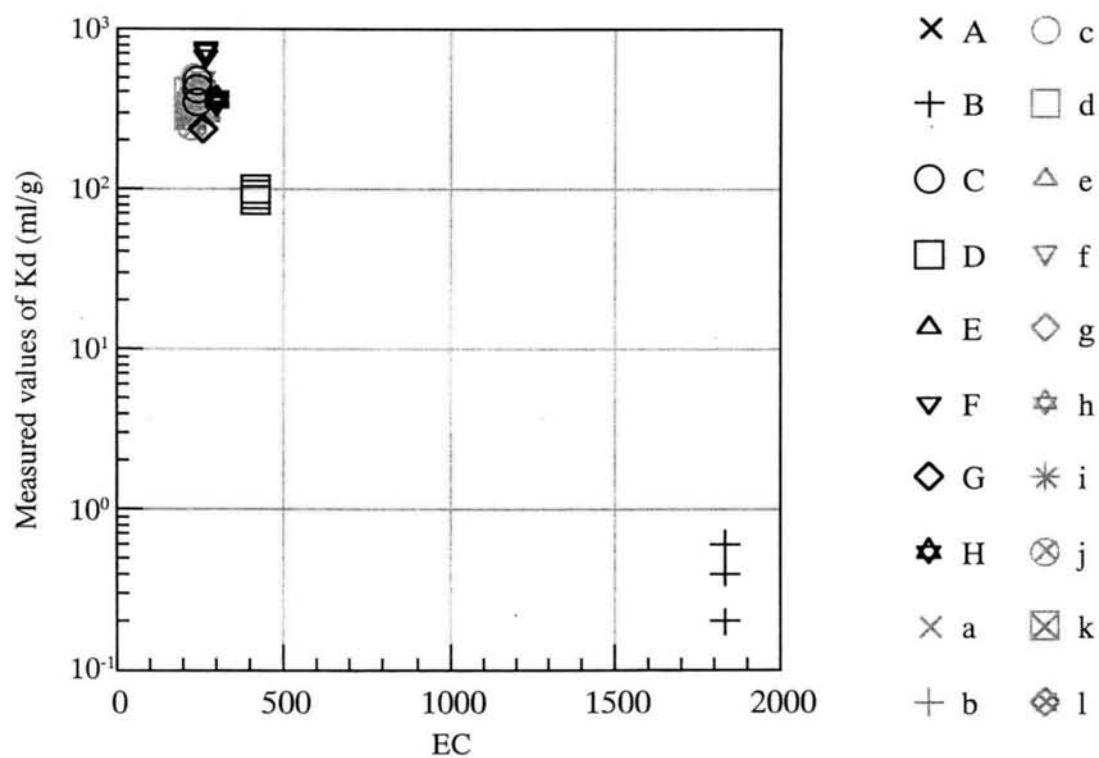


Fig. 2.19 Relationship between EC of blanks and measured values of Kd (^{60}Co , Toyoura-sand).

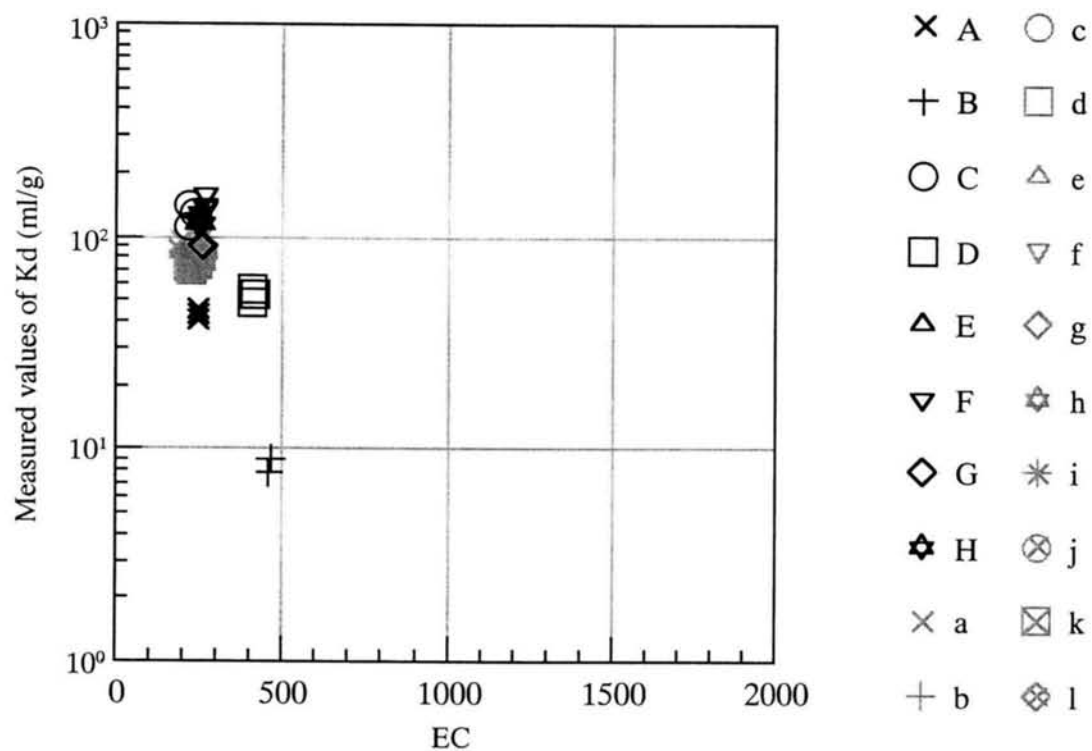


Fig. 2.20 Relationship between EC of samples and measured values of Kd (^{60}Co , Kuroboku-soil).

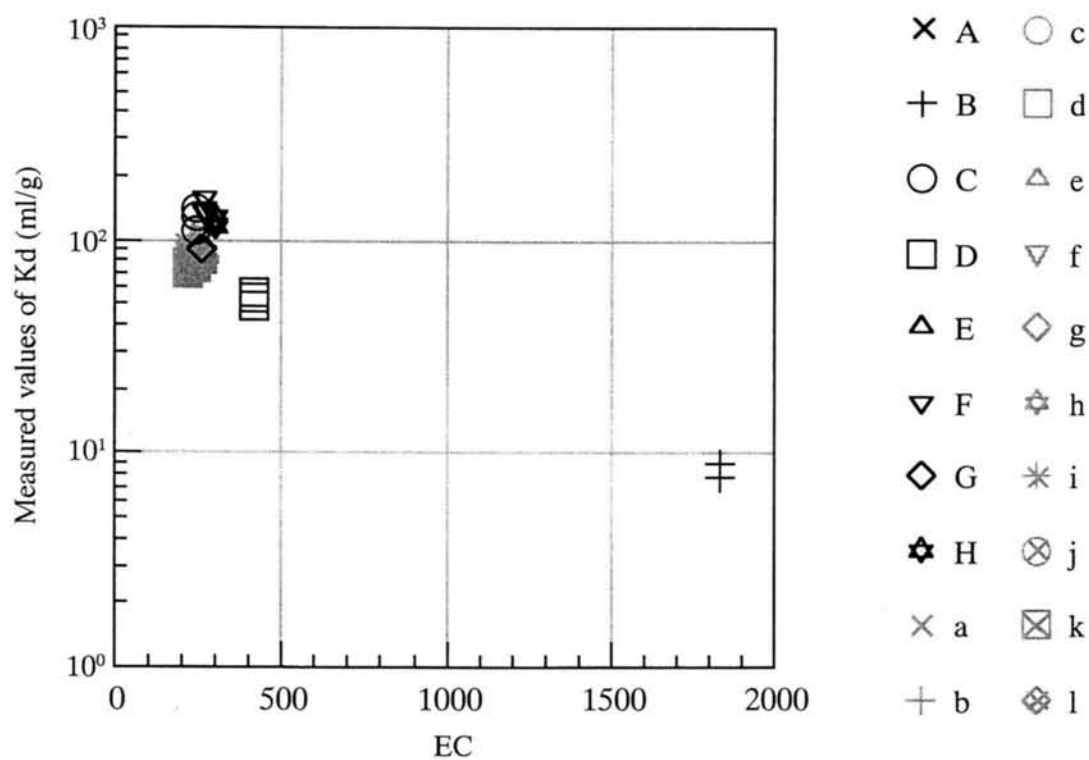


Fig. 2.21 Relationship between EC of blanks and measured values of Kd (^{60}Co , Kuroboku-soil).

る実験終了時の各サンプルの液相のECとKd測定値との相関は、ブランクに比べて明確ではない。このことから、ECについてもブランクによって液性を把握すべきであることが示唆される。

このように、液性の差異はKd測定値に影響を与えるが、その差異はブランクのpH及びECによって把握することができた。すなわち、Table 2.3 及び Table 2.4 に見られるように、RI 溶液の添加量あるいはRI 希釈溶液の差異によって、ブランクのpHあるいはECのいずれか（あるいは両方）が大きく変動した場合、Kd測定値はオーダーの幅で変動することが明らかとなった。

また、上述した機関 A、機関 B 及び機関 D 以外の機関の実験者についても、RI 供給元、RI 原液の担体濃度、希釈方法などで若干の違いが見られた。しかしながら、これらの実験者間においては、ブランクのpH及びECがほぼ同じ値であり、Kd測定値に対する影響も特に現れていない。すなわち、RI 原液やその希釈方法の差異に起因する液性の差異は、ブランクのpH及びECに大きな差異が生じる程度でなければ、実験者の差異による影響に比して有意な影響を及ぼさない。

2.3.3 比較実験フェーズ II の結論

比較実験フェーズ II の結果から、ブランクのpH及びECが大きく異ならない場合のKd測定値のばらつきは、振とう器による測定値でファクター2～3程度、ハンドシェイクによる測定でファクター2以下となることが確認された。このばらつきは同一実験室の実験（a～l）でも同程度であることから、本研究に参加した実験室の差異による影響は実験者による差異の影響に比して小さく、主として実験者の差異に起因するばらつきであると考えられる。なお、振とう器による測定値のばらつきの大きさは、使用する容器の底面積によって若干変化することが推察される。

2.4 第2章の結論

本章では、Kdの標準的測定法を作成するための基礎情報を得るために、2種類の比較実験を実施した。比較実験フェーズ I では、主に測定値に与える物理的、化学的要因の影響について検討し、比較実験フェーズ II では、主に実験者による測定値の差異について検討した。本章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ① RI 溶液の作成方法及び添加量等の差異によって生じる液性の差異に起因して、Kd測定値がオーダーの幅で変化する可能性がある。このような液性の差異は、ブランクのpH及びECを測定することによってチェックする必要がある。
- ② 往復振とう器を使った実験は、ハンドシェイクの場合に比べ、Kd測定値が低くなる傾向がある。その差異の大きさは実験容器の容量（底面積）に依存し、比較実験フェーズ II において使用した試験容器（内径 38mm）ではファクター2程度である。
- ③ 往復振とう器を使用する場合、実験容器の容量（底面積）によって、Kd測定値にファクター2～3程度の差異が生じる（Fig. 2.5 及び Fig. 2.6 参照）。よって、往復振とう器を用いた場合は、平衡状態について十分に考慮する必要がある。
- ④ 物理的、化学的変動要因の影響がない場合の実験者の差異に起因する変動幅は、往復振とう器による測定値でファクター2～3程度、ハンドシェイクによる測定でファクター2以下となる。

- ⑤本実験で設定した実験条件においては、RI初期濃度、温度、ろ過操作、ろ過前の遠心分離の有無、実験容器の材質、実験容器の前処理の影響は本実験条件では比較的小さい。ただし、これらの条件は、核種や固相の種類によっては測定値に有意な影響を与える可能性があることに留意する必要がある。

Kdは環境影響評価上極めて重要なパラメータである。このため、Kdの測定を行っている研究者、技術者に対するアンケート調査^{10),11)}や、これまでに測定されたKdのデータベースの整備^{12),13)}等が進められている。今後は、これらの知見に基づいて議論を深めることにより、実効性のある標準的測定法及び標準的利用法を確立し、より合理的な環境影響評価に資することが必要である。

第2章の参考文献

- 1)井上頼輝，森澤眞輔；放射性核種の土壌と水との間の分配係数値，日本原子力学会誌，**18**，524-534 (1976).
- 2)加藤正平，藪田肇；放射性廃棄物浅地層処分の安全性評価に用いる分配係数，日本原子力学会誌，**28**，344-351 (1986).
- 3)西牧研壯，森澤眞輔；放射性核種の地中での挙動，保健物理，**21**，191-198 (1986).
- 4)福井正美；放射性廃棄物処分の環境影響評価における分配係数の変動要因，日本原子力学会誌，**32**，142-148 (1990).
- 5)原子力環境整備センター編；環境パラメータ・シリーズ2 土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数，RWMC-90-P-13 (1990).
- 6)内田滋夫，保田浩志，馬原保典，佐々木規行，高橋知之，木村英雄，松鶴秀夫；分配係数の測定法及び利用法，JAERI-Review 95-009 (1995).
- 7)成合英樹，宮川俊晴；日本原子力学会標準委員会の発足と今後への期待，日本原子力学会誌，**42**，975-979 (2000).
- 8)高橋知之，武部慎一，木村英雄，松鶴秀夫，保田浩志，内田滋夫，佐伯明義，馬原保典，佐々木規行，矢島達哉，芦川信雄；分配係数の相互比較実験－測定値の変動要因の検討－，JAERI-Research 97-066 (1997).
- 9)高橋知之，武部慎一，木村英雄，松鶴秀夫，保田浩志，内田滋夫，佐伯明義，馬原保典，佐々木規行，芦川信雄，小崎完，矢島達哉，西高志，大野拓郎，豊原尚実，本山光志；分配係数の相互比較実験－実験者による測定値の差異に関する検討－，JAERI-Research 97-089 (1997).
- 10)高橋知之，武部慎一，木村英雄，松鶴秀夫，保田浩志，内田滋夫，佐伯明義，馬原保典，佐々木規行，芦川信雄，小崎完，矢島達哉，上田真三，西高志，野下健司，大野拓郎，豊原尚実，金子昌章，本山光志，雨夜隆之；分配係数の比較実験及びアンケート調査，「天然バリア Kd」専門研究会報告書，KURRI-KR-44，169-176 (2000).
- 11)武部慎一，木村英雄，松鶴秀夫，高橋知之，保田浩志，内田滋夫，馬原保典，佐伯明義，佐々木規行，芦川信雄，小崎完，上田真三，矢島達哉，野下健司，西高志，大野拓郎，豊原尚実，金子昌章，雨夜隆之，本山光志；分配係数の測定条件に関するアンケート調査，JAERI-Review 2001-015 (2001).
- 12)武部慎一，阿部昌義；分配係数に関するデータベースの開発(1) 分配係数データの収集，

JAERI-Data/Code 2001-005 (2001).

13)武部慎一, 阿部昌義; 分配係数に関するデータベースの開発(2) データベースの作成,
JAERI-Data/Code 2001-006 (2001).

第3章 原子炉事故時における¹³⁷Csによる 外部被ばく線量評価モデルに関する研究

3.1 概説

原子炉の事故等により、放射性核種が短時間の内に環境中に放出された場合、原子炉近傍における長期的な被ばくの観点では、地表面に沈着した放射性核種、特に¹³⁷Csからの外部被ばくの寄与が大きいと考えられている。このため、地表面に沈着した¹³⁷Csに起因する外部被ばく線量の長期的な経時変化を評価することは、原子力施設の安全評価上非常に重要である。例えば1986年に発生したチェルノブイル原子力発電所事故では、事故直後は¹³¹Iの吸入による甲状腺の被ばくが最も重要であったが、事故後数年を経た時点では¹³⁷Csが現実的に重要な唯一の核種であるとされている¹⁾。

このため、原子炉事故時における公衆の放射線影響を解析するコードシステムであるOSCAAR²⁾やMACCS³⁾では、事故によって大気中に放出され地表面に沈着した¹³⁷Csに起因する外部被ばく線量の長期的な経時変化を評価するモデルが組み込まれている。このモデルでは、Gale等⁴⁾の研究に基づき、地表面に沈着した¹³⁷Csによる外部被ばく線量率の減少について、移行が速い成分と遅い成分に区別し、それぞれの成分の地表面からの除去について異なる環境半減期を与えることによって被ばく線量を評価している。すなわち、外部被ばく線量率の経時変化を以下の式で表している。

$$D_s(t) = DF_s Q_{init} \left[p_s \exp(-\ln 2 \cdot t / T_1) + (1 - p_s) \exp(-\ln 2 \cdot t / T_2) \right] \exp(-\lambda t) \quad (3.1)$$

ここで

$D_s(t)$: 評価時点 t における器官 s の吸収線量率($\mu\text{Gy/y}$)
DF_s	: ¹³⁷ Csが地表面にある場合の対象とする器官 s の外部被ばく線量係数 ($(\mu\text{Gy/y})/(\text{Bq/m}^2)$)
Q_{init}	: ¹³⁷ Csの地表面単位面積あたりの初期沈着量(Bq/m^2)
p_s	: 移行が速い成分の割合(-)
t	: 核種が沈着した時点から評価時点までの期間(y)
T_1	: 移行が速い成分の環境半減期(y)
T_2	: 移行が遅い成分の環境半減期(y)
λ	: ¹³⁷ Csの物理的崩壊定数(y^{-1})

である。以下、(3.1)式で表されるモデルを「表面モデル」と記述する。なお、このモデルに使用されているパラメータ値は、Gale等⁴⁾によって、英国において一般的な6種類の土壌について各3個のサンプルを用いた実験によって得られた値が用いられている。

表面モデルは、外部被ばくに関与する¹³⁷Csが全て地表面にあり、地表面から除去された¹³⁷Csは被ばく線量に関与しないとして評価するモデルであるため、評価式は(3.1)式に見られるように単純であり、被ばく線量評価が容易であるという利点がある。しかし、実環境においては、地表面に沈着した¹³⁷Csは降雨浸透水とともに地表面から土壌層内部に浸透して、土壌層内部を鉛直方向に移行する。このため、長期的には地表面に存在する¹³⁷Csだけではなく、土壌層内部に浸透した¹³⁷Csも外部被ばくに寄与することが考えられる。すなわち、表面モデルは実環境の核種移行を模擬するモデルではなく、外部被ばく線量を評価することを目的とした経験式に基づく仮想的な評価モデルである。

本章では、実環境における¹³⁷Csの鉛直方向の移行を模擬するモデルを用いて外部被ばく線量評価を行い、表面モデルによる評価結果と比較検討することにより、実環境における表面モデルの適用性や、モデルに使用するパラメータ値について検討する。ここで、¹³⁷Csの鉛直方向移行を評価するデータとして、チェルノブイル原子力発電所近傍において測定された表層土壌中¹³⁷Cs濃度のモニタリングデータを使用する。これは実際の汚染された環境における測定データであり、そのサンプル数も比較的多いため、実環境におけるモデルの適用性について検討する上で適しており、またパラメータ値のばらつきについても検討することができる。

3.2節では、浸透による土壌層内部への¹³⁷Csの移行を核種移行モデルによって模擬し、それに伴う外部被ばく線量率の経時変化を表面モデルによる評価結果と比較検討することにより、表面モデルの実環境における適用性を評価する。併せて、表面モデルで用いられる各パラメータ値について感度解析を行い、各パラメータの評価結果に対する重要度について検討する。

また、外部被ばく線量評価モデルに使用されるパラメータ値は、表層土壌における¹³⁷Csの鉛直方向の移行性に依存している。この鉛直方向移行性は、気象条件や土壌特性等、様々な環境因子の影響を受けると考えられる。特に、土壌の性状の差異は、¹³⁷Csの土壌固相－土壌溶液間の分配係数が土質によって大きく異なること等の理由により、鉛直方向移行性に大きな影響を与えることが推測される。このため3.3節では、ウクライナ国における土質に関するデータを用いて、土質の差異が¹³⁷Csによる長期的外部被ばく線量及び表面モデルにおける移行が速い成分の割合 p_s の推定値に与える影響について検討する。

3.2 線量評価モデルの妥当性の検証⁵⁾

3.2.1 解析に使用するデータベース

本節では、チェルノブイル原子力発電所近傍における表層土壌中¹³⁷Cs濃度のモニタリングデータによって作成された2種類のデータベースを使用する。なお、本章では単位面積あたりの¹³⁷Cs量を単に「濃度」と記述する。これらのデータベースは、ウクライナのチェルノブイル国際研究科学技術センター（CHESCIR）が測定、作成したものであり、日本原子力研究所がCHESCIRとの研究協力協定に基づいて入手したものである。それぞれのデータベースの概要をTable 3.1に示す。データベースaは、発電所近傍の2つの地域における3ヶ所の土壌のデータであり、同一地点の同一土質における¹³⁷Cs濃度の鉛直方向分布を約10年間にわたって測定

Table 3.1 Monitoring data on the concentration of ¹³⁷Cs in the surface soil.

	Database-a	Database-b
Sampling point	2 points in Chistogalovska 1 point in Kopachi	5-45 km from NPP in 36 directions
Number of samples	2 or 3 times in each year at each point	2 or 3 samples at each point (932 samples)
Soil species	Soddy-podzolic soil (both points) Peatbog soil (Chistogalovska)	Unknown
Soil layers	0-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-10, 10-15 and 15-20 cm	0-2, 2-3, 3-4, 4-5 and deeper than 5 cm
Sampling year	1986-1995	1990

している。このデータにより、表層土壌における¹³⁷Cs濃度の鉛直方向分布の経時変化について解析することができる。データベースbは1990年の単年度のデータであるが、発電所近傍全域の表層土壌について網羅的に測定しており、発電所近傍地域における¹³⁷Cs濃度の鉛直方向分布の傾向を全体的に把握することができる。

3.2.2 解析手順

本章では以下の手順に従い、表面モデルの妥当性及びそのパラメータ値について検討する。

①核種濃度の経時変化の解析

表層土壌中¹³⁷Cs濃度の経時変化に対して2成分1コンパートメントモデルを適用し、データベースaによって、その妥当性を確認する。

②パラメータ値に関する検討

データベースa及びデータベースbを用い、2成分1コンパートメントモデルにおけるパラメータ、すなわち移行が速い成分の割合及び移行が速い成分と遅い成分の環境半減期の値について検討する。

③核種の浸透を考慮した外部被ばく線量評価

②で得られたパラメータ値を用い、¹³⁷Csの表層土壌中濃度分布の経時変化を考慮した外部被ばく線量評価をコンパートメントモデルによって実施する。

④表面モデルの妥当性検証

③による評価結果と、表面モデルによる評価結果について比較することにより、表面モデルによる線量評価の妥当性について検討する。

⑤表面モデルのパラメータ感度解析

表面モデルの各パラメータについて感度解析を行い、表面モデルによる線量評価において重要なパラメータを抽出するとともに、本研究で得られたパラメータ値の妥当性について検討する。

3.2.3 核種濃度の経時変化の解析

表層土壌における¹³⁷Cs濃度の経時変化について推定するため、地表面からある深さまでの土壌層を1つのコンパートメントと見なし、その土壌層からの¹³⁷Csの減少を、(3.1)式と同様に、移行の速さが異なる2つの成分に分けて評価する2成分1コンパートメントモデルを考える。地表面から z cmまでの土壌層を1つのコンパートメントとすると、この土壌層中¹³⁷Cs規格化濃度の経時変化は以下の式で表される。

$$Cn_{0-z}(t) = p_z \exp(-\ln 2 \cdot t / T_1) + (1 - p_z) \exp(-\ln 2 \cdot t / T_2) \quad (3.2)$$

ここで、

$Cn_{0-z}(t)$: 地表面から z cmまでの土壌層中¹³⁷Cs規格化濃度 (-)

p_z : 地表面から z cmまでの土壌層をコンパートメントと見なした場合の、移行が速い成分の割合 (-)

である。なお、規格化濃度 $Cn_{0-z}(t)$ は、放射性崩壊による減衰を考慮し、地表面に沈着した初期の放射エネルギーに規格化したもので、以下の式で定義される値である。

$$Cn_{0-z}(t) = \frac{Q_z(t)}{Q_{init} \exp(-\lambda t)} \quad (3.3)$$

ここで、

$Q_z(t)$: 地表面から z cm までの土壌層における単位面積あたりの ^{137}Cs 放射エネルギー (Bq/m²)

である。なお、(3.3)式では再飛散、表面流出等による ^{137}Cs の減少の効果は考慮していないため、これらの影響については別途検討する必要がある。

データベース a を用いて、(3.2)式による ^{137}Cs 濃度の経時変化推定の妥当性について検討する。評価時点 t において核種が土壌深さ z cm より深い土壌へ移行している割合を深部移行割合 $R(z,t)$ とし、以下の式で定義する。

$$R(z,t) = 1 - Cn_{0-z}(t) \quad (3.4)$$

比較的浅い土壌層として 0～1cm 層を、比較的深い土壌層として 0～5cm 層を選択し、(3.2)式において p_z 及び T_1 を変化させたときの深部移行割合 $R(1,t)$ 、 $R(5,t)$ の推定値の経時変化を、各土壌における実測値とともに Fig. 3.1(a)～(c)に示す。図中の○が $R(1,t)$ の実測値、×が $R(5,t)$ の実測値である。なお、本解析で用いたデータベースは事故から約 10 年後までのデータであるため、これらのデータから移行が遅い成分の半減期について明確に推定することは困難である。このため、ここでは移行が遅い成分は速い成分に比べて半減期が極めて長いと考え、 T_2 を非常に長期である 5000 年に固定している。また、 ^{137}Cs の単位面積あたりの初期沈着量 Q_{init} は、各土壌層中 ^{137}Cs 濃度の和に対して放射性崩壊による減衰補正をすることにより求めている。

Fig. 3.1に見られるように、いずれ

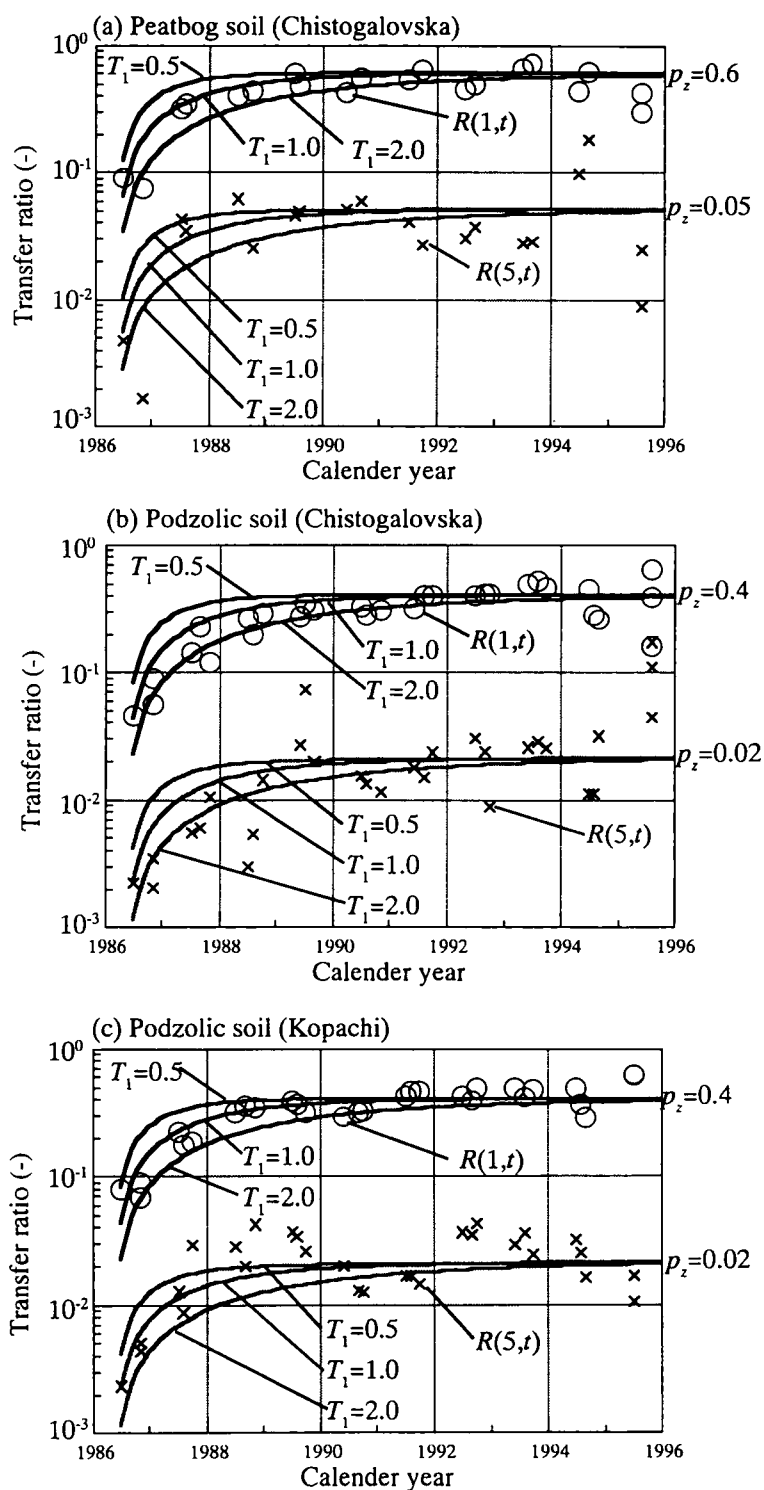


Fig. 3.1 Time dependent values of observed and estimated transfer ratios.

の土壌においても深部移行割合の実測値と推定値の経時変化の傾向はほぼ一致しており、2成分1コンパートメントモデルによる核種濃度の経時変化の推定が妥当であることが示唆される。また、移行が速い成分の半減期 T_1 は、 $R(1,t)$ 、 $R(5,t)$ とともに 1.0 年前後で実測値と推定値の傾向が一致しており、土壌層の厚さによる差異は小さい。すなわち、移行が速い成分の半減期と移行が遅い成分の半減期は、着目する土壌層厚さにかかわらず同一であるとし、移行が速い成分の割合 p_z を土壌層厚さ z に依存する関数とすることにより、土壌層中 ^{137}Cs 濃度の経時変化を評価することができると考えられる。また、(b)及び(c)は土質が同一であり、実測値とよく一致する p_z の値がほぼ同一であるのに対し、(a)はこれらと土質が異なっており、実測値とよく一致する p_z の値も異なっている。このことから、 p_z の値に対しては、土質の差異が影響を与えている可能性があることが推察される。

3.2.4 パラメータ値に関する検討

(1) 移行が速い成分の割合 p_z に関する検討

2成分1コンパートメントモデルを核種移行評価に適用し、移行が速い成分の半減期が1年程度であるとした場合、Fig. 3.1 より、データベースbが測定された1990年時点では、縦軸の値である深部移行割合 $R(z,t)$ と、移行が速い成分の割合 p_z がほぼ等しい値となっていることがわかる。すなわち、この時点では、移行が速い成分の大部分は既に着目する土壌層よりも深部に移行しているのに対し、移行が遅い成分はほとんどが着目する土壌層内に留まっているため、深部移行割合と移行が速い成分の割合がほぼ等しい状態となる。よって、データベースbのサンプルにおいては、以下の式が成り立つことが推察される。

$$p_z \approx R_b(z) \quad (3.5)$$

ここで、

$R_b(z)$: データベースbの各サンプルにおける z cm 以深への深部移行割合(-)

である。すなわち、データベースbにおける深部移行割合と土壌層厚さの関係について明らかにすることにより、移行が速い成分の割合と土壌層厚さとの関係について推定することが可能である。

深部移行割合と土壌層厚さの関係について考察するため、まず、データベースbの各サンプルについて、土壌層厚さ毎に深部移行割合を算出する。ここで、データベースbの深部移行割合は各層中核種濃度を用いて以下の式で表される。

$$R_b(z) = \frac{\sum_{m=z+1}^6 Cl(m)}{\sum_{m=2}^6 Cl(m)} \quad (3.6)$$

ここで、

$Cl(2)$: 0-2cm 層中 ^{137}Cs 濃度(Bq/m^2)

$Cl(3)$: 2-3cm 層中 ^{137}Cs 濃度(Bq/m^2)

$Cl(4)$: 3-4cm 層中 ^{137}Cs 濃度(Bq/m^2)

$Cl(5)$: 4-5cm 層中 ^{137}Cs 濃度(Bq/m^2)

$Cl(6)$: 5cm 以深層中 ^{137}Cs 濃度(Bq/m^2)

である。各土壌深さの深部移行割合について、全932サンプルの累積分布関数(Cumulative Distribution Function; CDF)を Fig. 3.2 に示す。

地表面近傍について詳細に測定したデータ⁶⁾によると、地表面に沈着した ^{137}Cs の一部は土壌

層内部に浸透せず、地表面の有機層や、表層の極めて浅い部分に存在していることが観察されている。よって、まず、沈着した ^{137}Cs の一部が地表面に残留し、土壌層内部に浸透している核種が指数関数に従う濃度分布を形成しているとする、深部移行割合は以下の式で与えられる。

$$R_b(z) = a_0 \exp(-\lambda_v z) \quad (3.7)$$

ここで、

a_0 : 沈着核種のうち、地中に浸透している核種の割合(-)

λ_v : 濃度分布に関する定数 (cm^{-1})

である。

(3.7)式で推定される深部移行割合は、土壌深さに対して単調に減少する。しかし、Fig. 3.2に見られるように、一部のサンプルでは ^{137}Cs が比較的深部に移行しており、深部移行割合を(3.7)式で十分に模擬することができない。ここで、(3.7)式は、深部移行割合の減少率が深部移行割合に比例しており、以下の微分方程式の解として与えられる。

$$\frac{dR_b(z)}{dz} = -\lambda_v R_b(z) \quad (3.8)$$

Fig. 3.2に見られるような実測データを記述するため、ここでは、深部移行割合の減少率に、さらに以下のように2次の項を考慮する。

$$\frac{dR_b(z)}{dz} = -\lambda_v R_b(z)(1 - R_b(z)) \quad (3.9)$$

この場合、深部移行割合は以下の式で与えられる。

$$R_b(z) = \frac{a \exp(-\lambda_v z)}{1 + a \exp(-\lambda_v z)} \quad (3.10)$$

ここで、

a : 無次元定数(-)

である。Fig. 3.2に示された $R_b(2)$ と $R_b(3)$ のCDF曲線の中央値付近の値から $\lambda_v = 1(\text{cm}^{-1})$ と仮定し、各サンプルにおける $R_b(2)$ の実測値から(3.10)式を用いて a を求める。この λ_v 及び a を用いて(3.9)式より得られる $R_b(3)$ 、 $R_b(4)$ 及び $R_b(5)$ の推定値のCDFを、それぞれの実測値のCDFとともにFig. 3.3に示す。いずれの深部移行割合も、実測値と推定値が極めてよく一致しており、(3.10)式による深部移行割合

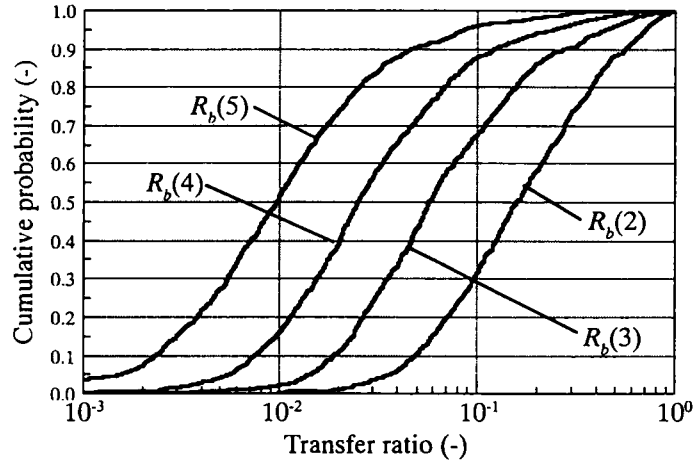


Fig. 3.2 CDFs of observed values of transfer ratio.

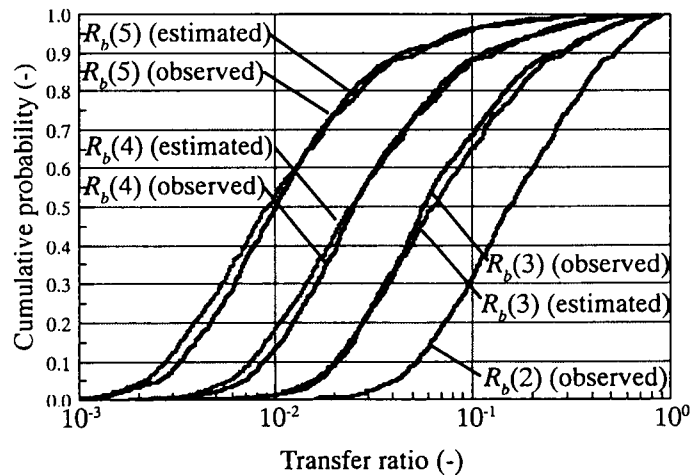


Fig. 3.3 CDFs of observed and estimated transfer ratio .

の鉛直分布の推定が、実測データをよく模擬することが示唆される。このことから、データベースbにおいては、(3.5)式と(3.10)式より、(3.2)式において用いられる地表面から z cmまでの土壤層をコンパートメントと見なした場合の移行が速い成分の割合 p_z について、以下の式が成り立つと考えられる。

$$p_z = \frac{a \exp(-\lambda_v z)}{1 + a \exp(-\lambda_v z)} \quad (3.11)$$

次に、(3.11)式における a の値について検討するため、仮想的なパラメータ p_0 ($z=0$ とした場合の p_z) を考える。こ

の p_0 は沈着核種のうち土壤層内部に浸透している核種の割合を表すことから、 $z=0$ とした場合の深部移行割合 $R_b(0)$ と同じ意味合いを持つ。 $R_b(0)$ は(3.10)式より以下の式で与えられる。

$$R_b(0) = \frac{a}{1+a} \quad (3.12)$$

各サンプルのそれぞれの深部移行割合より、(3.10)式によって a の値を算出し、その値を(3.12)式に代入して得られる $R_b(0)$ のCDFをFig. 3.4に示す。また、 $R_b(0)$ の推定値の95%信頼区間（2.5パーセンタイル値と97.5パーセンタイル値の区間）の下限値と上限値がそれぞれ0.21と0.97であることから、下限値と上限値がこれらとほぼ一致する一様分布を表すCDFの直線（最小値：0.20、最大値：0.98）をFig. 3.4に併せて示す。この図より、本解析対象領域における $R_b(0)$ の分布は、最小値が0.2、最大値が0.98の一様分布に近いが、中央値付近の確率が分布の両端より若干高いシグモイド型の分布であることがわかる。上述したように p_0 と $R_b(0)$ は同じ意味合いを持つことから、本解析領域においては、 p_0 の確率密度関数(Probability Density Function; PDF)は、 $R_b(0)$ と同様に0.20から0.98の一様分布に近い分布型であることが推察される。

(2)環境半減期 T_1 、 T_2 に関する検討

(3.2)式における移行が速い成分の半減期 T_1 と移行が遅い成分の半減期 T_2 について検討するため、データベースbにおける各土壤層の規格化濃度の実測値と推定値を比較する。(3.2)式を用いると、各土壤層の規格化濃度の推定値は、以下の式で与えられる。

$$Cn_{z'-z}(t) = (p_z - p_{z'}) \left\{ \exp(-\ln 2 \cdot t / T_1) - \exp(-\ln 2 \cdot t / T_2) \right\} \quad (3.13)$$

ここで

$Cn_{z'-z}(t)$: 評価時点 t における z' cm から z cm の土壤層の規格化濃度(-)

$p_{z'}$: 0cm から z' cm の土 壤層における移行が速い成分の割合(-)

である。

まず、移行が速い成分の半減期について検討するため、 T_1 を変化させたときの規格化濃度 $Cn_{0.2}(t)$ 及び $Cn_{2.3}(t)$ の推定値のCDFを、実測値のCDFとともにFig. 3.5に示す。ここで、 p_0 の分布型は0.20から0.98の一様分布とし、 T_2 は5000年に固定している。この図より、 $T_1=0.5$ あるいは $T_1=1.0$ とした場合は、推定値と実測値が比較的良好に一致しているのに対し、 $T_1=2.0$ の場

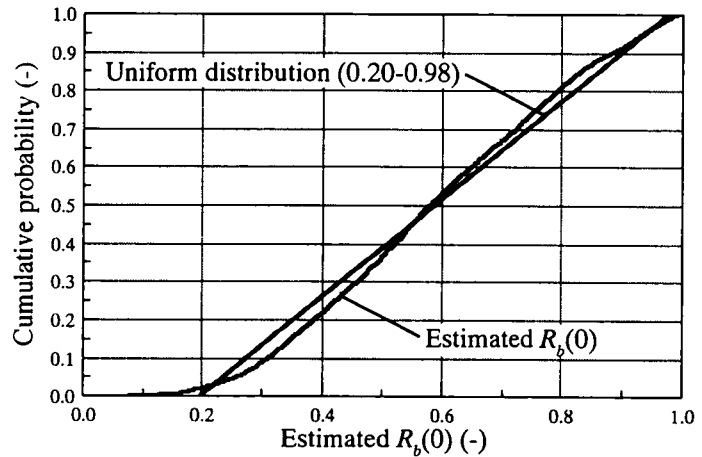


Fig. 3.4 CDFs of $R_b(0)$ estimated by observed transfer ratios.

合は推定値と実測値が大きく離れていることがわかる。すなわち、移行が速い成分の半減期は1年程度以下とすることが妥当であると考えられる。ただし、Fig. 3.1より、 $T_1=0.5$ とした場合の深部移行割合の推定値の経時変化は、事故直後の変化率が実測値に比べてかなり急激な傾向が見られる。これらのことから、移行が速い成分の半減期は1年程度とすることが妥当と考えられる。

次に、 T_1 を1年とし、 T_2 を変動させたときの5cm以深層の規格化濃度 $Cn_5(t)$ の推定値のCDFを、実測値のCDFとともにFig. 3.6に示す。なお、5cm以深層以外の規格化濃度の推定値は、 T_2 にほとんど依存していない。5cm以深層の規格化濃度では T_2 の変動の影響が大きく、 T_2 に1000年より小さい値を用いた場合は、実測値の傾向と大きく乖離する。よってここでは T_2 を5000年程度とすることが妥当であると考えられる。ただし、データベースbは、事故から約4年後のデータであるため T_2 の推定については不確実性が高いことに留意する必要がある。

これらのパラメータを用いて、(3.11)式が成り立つとした場合の、(3.2)式による土壌層中 ^{137}Cs 規格化濃度の推定値の妥当性について検討する。 p_0 を0.20から0.98の一様分布、 $\lambda_v = 1(\text{cm}^{-1})$ 、 $T_1=1(\text{y})$ 、 $T_1=5000(\text{y})$ とし、(3.2)式及び(3.10)式を用いて算出される1990年時点の深部移行割合の推定値のCDFを、データベースbの実測値のCDFとともにFig. 3.7に示す。推定値と実測値はよく一致しており、本解析で用いたモデル及びパラメータが妥当であることがわかる。

3.2.5 核種の浸透を考慮した外部被ばく線量評価

^{137}Cs の土壌深部への浸透及び物理的崩壊に伴い、地上における吸収線量率が減少する傾向を、(3.13)式で与えられる土壌層中核種規格化濃度を用いて評価する。この場合、吸収線量率の経時変化は以下の式で与えられる。

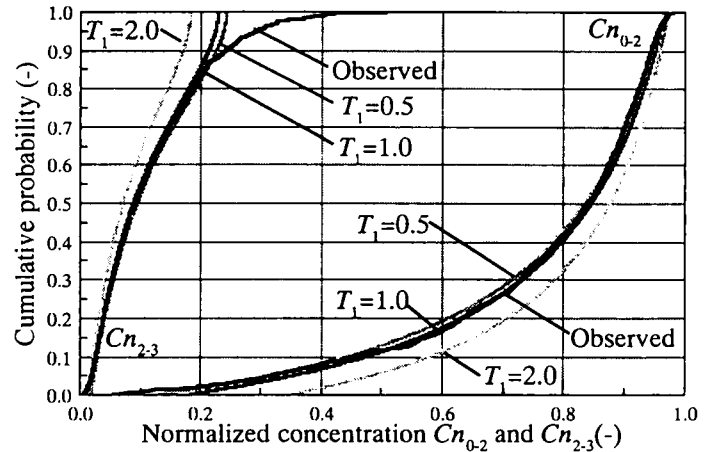


Fig. 3.5 Effects of variability of T_1 .

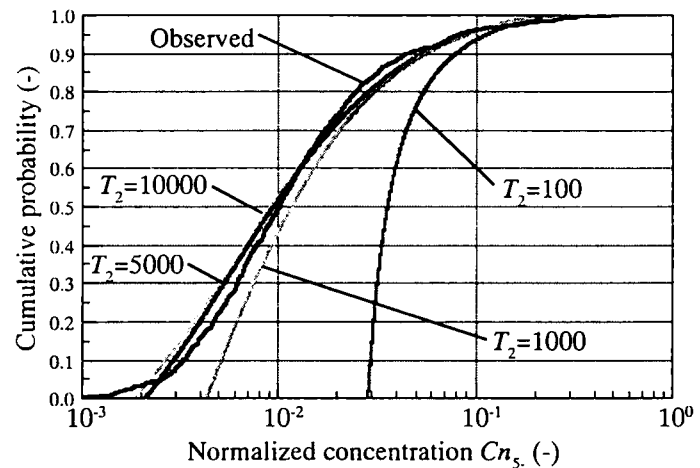


Fig. 3.6 Effects of variability of T_2 .

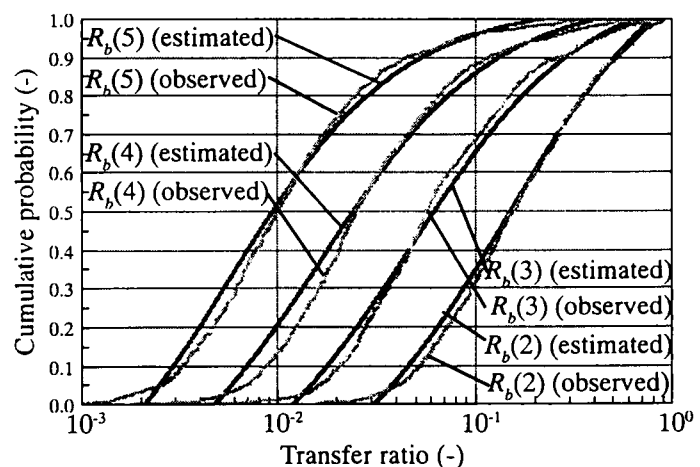


Fig. 3.7 CDFs of transfer ratio estimated by compartment model.

$$D(t) = \sum_k DF_{z'-z} Q_{init} Cn_{z'-z}(t) \exp(-\lambda t) \quad (3.14)$$

ここで、

$D(t)$: 評価時点 t における空気の吸収線量率 ($\mu\text{Gy/y}$)

$DF_{z'-z}$: z' cm から z cm の土壌層 k における外部被ばく線量係数 ($(\mu\text{Gy/y})/(\text{Bq/m}^2)$)

である。(3.14)式によるモデルを以下「浸透モデル」と記述する。

^{137}Cs の娘核種である $^{137\text{m}}\text{Ba}$ の γ 線エネルギー付近では、空気カーマと空気に対する吸収線量はほぼ等しいため、外部被ばく線量係数として、斎藤等の研究⁷⁾による単位線源強度あたりの地上1m地点における空気カーマの計算値を用いる。斎藤等の研究では線源深さを g/cm^2 の単位で与えているため、まず、データベースaに示されている土壌密度の平均値より土壌密度を 1.45g/cm^3 と仮定し、空気カーマを算出している線源深さを cm の単位で算出する。そして、算出された各線源深さの中点を、解析を行う土壌層の境界とし、その土壌層における外部被ばく線量係数として空気カーマの計算値を用いる。本解析で用いた単位線源強度あたりの空気カーマと、それぞれに対応する土壌層の境界をTable 3.2に示す。なお、ここで考慮する土壌層は15cmまでとしている。Fig. 3.1及びFig. 3.2より、多くの土壌試料においては ^{137}Cs は浅い層に存在し、100年程度では15cmより深い層に浸透する核種量は相対的に十分少ないと考えられること、及び最も深い層(12.1cm～15cm層)における単位線源強度あたりの空気カーマは、

Table 3.2 Total air kerma at 1m height per unit source intensity⁷⁾ and boundary of soil layers defined in this analysis.

Source depth (g/cm^2)	Air kerma per unit source intensity ($\text{Gy}/(\text{photon/m}^2)$)	Upper boundary of soil layer (cm)	Lower boundary of soil layer (cm)
0.0	8.19×10^{-16}	0.0	3.45×10^{-2}
0.1	7.27×10^{-16}	3.45×10^{-2}	1.03×10^{-1}
0.2	6.70×10^{-16}	1.03×10^{-1}	1.72×10^{-1}
0.3	6.27×10^{-16}	1.72×10^{-1}	2.41×10^{-1}
0.5	5.67×10^{-16}	2.41×10^{-1}	4.14×10^{-1}
0.7	5.23×10^{-16}	4.14×10^{-1}	5.86×10^{-1}
1.0	4.76×10^{-16}	5.86×10^{-1}	8.62×10^{-1}
1.5	4.17×10^{-16}	8.62×10^{-1}	1.21×10^0
2.0	3.76×10^{-16}	1.21×10^0	1.72×10^0
3.0	3.18×10^{-16}	1.72×10^0	2.76×10^0
5.0	2.43×10^{-16}	2.76×10^0	4.14×10^0
7.0	1.95×10^{-16}	4.14×10^0	5.86×10^0
10.0	1.46×10^{-16}	5.86×10^0	8.62×10^0
15.0	9.57×10^{-16}	8.62×10^0	1.21×10^1
20.0	6.41×10^{-16}	1.21×10^1	1.50×10^1

地表面に比較して1桁以上低いことから、15cm以深層の線量への寄与は十分低いと考えられる。また、Table 3.2において、隣接する土壌層の単位線源強度あたりの空気カーマの値の比は浅い層において約10%程度、深い層においても約20%程度であるため、土壌層の境界位置の設定方法の差異による吸収線量率の評価結果への影響は比較的小さいと考えられる。これらのことから、Table 3.2に示した土壌層の分割方法は十分妥当であると考えられる。

^{137}Cs が地表面に単位量 (1Bq/m^2) 沈着した場合の、地上1mの位置における吸収線量率の推定値の経時変化を Fig. 3.8 に示す。ここで、 $T_1=1(\text{y})$ 、 $T_2=5000(\text{y})$ とし、 p_0 は 0.20 から 0.98 までの間を5段階 (0.20、0.40、0.60、0.80、0.98) で評価している。核種沈着直後は、 p_0 の差異による影響は小さいが、約1年後から数十年後付近は差異が大きくなり、その後物理的崩壊によって吸収線量率が全体的に減少する傾向が見られる。

次に、核種の浸透による吸収線量率の減少の程度を把握するため、そ

それぞれの吸収線量率を核種の浸透を考慮しない場合の吸収線量率で規格化した値（以下、「規格化吸収線量率 (Normalized value of Absorbed Dose rate; NAD)」と記述する) を Fig. 3.9 に示す。いずれの曲線も核種沈着後数年ではほぼ変化がなくなる。移行が速い成分の割合が多い場合、規格化吸収線量率の値は小さくなり、 $p_0 = 0.98$ の場合で約0.3である。また、移行が速い成分の割合が少ない場合は規格化吸収線量率の値は高くなり、 $p_0 = 0.20$ の場合で約0.9である。Fig. 3.4より、 p_0 が 0.20 以下あるいは 0.98 以上となる確率はそれぞれ約2%程度と小さいことから、本解析領域では、核種沈着から数年後以降の吸収線量率は、浸透を考慮しない場合の約30%～90%程度であると考えられる。

また、積算線量についても同様に、核種の浸透による線量率の減少を考慮しない場合の積算線量に対する各積算線量の比率（以下、「規格化積算線量 (Normalized value of Integrated Dose: NID)」と記述する) をそれぞれ Fig. 3.10 に示す。本解析領域における核種の浸透による50年積算線量あるいは70年積算線量の規格化積算線量は、吸収線量率と同様に、30%～90%程度となる。

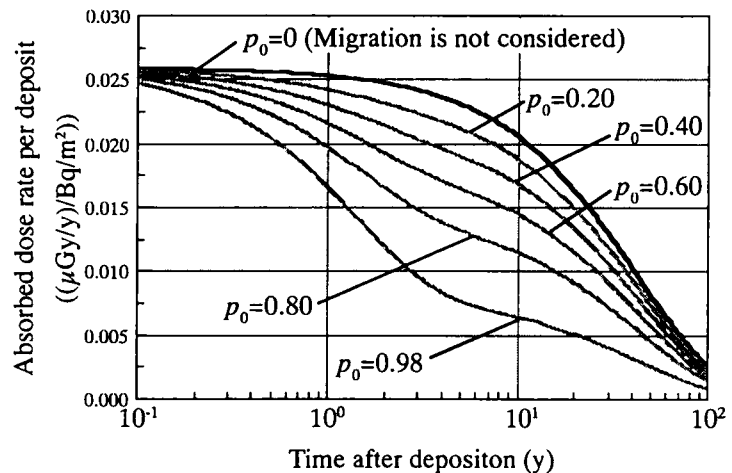


Fig. 3.8 Absorbed dose rate per deposit estimated by compartment model.

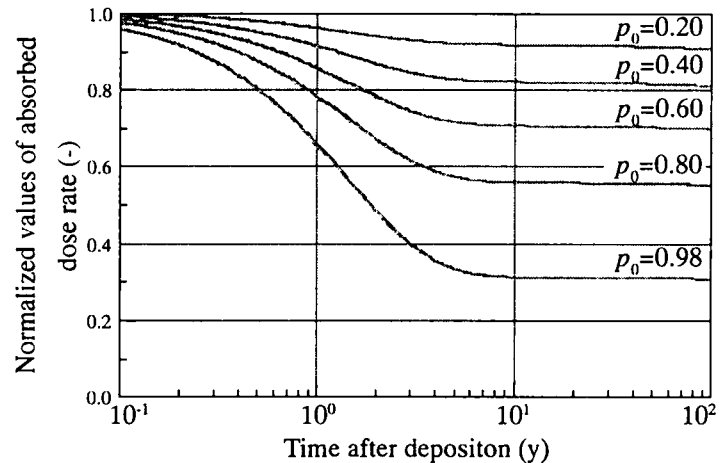


Fig. 3.9 Normalized values of absorbed dose rate due to migration into deep zone soil.

3.2.6 表面モデルの妥当性検証

(3.14)式で示される浸透モデルでは、核種の浸透による吸収線量率の減少を評価するため、土壌を複数の層に分割し、吸収線量率は各土壌層からの寄与の和として評価した。以下では、この浸透モデルによる推定値の経時変化と、(3.1)式で示される表面モデルの推定値の経時変化について比較検討することにより、外部被ばく線量評価における表面モデルの適用性について検討する。

Fig. 3.9に見られるように、浸透モデルによる吸収線量率の評価結果

は、核種沈着後数年ではほぼ変化がなくなる。また、(3.1)式より、表面モデルによる規格化した吸収線量率の推定値も、長期間経過後においては浸透モデルと同様にほぼ変化がなくなる。このような時点における推定値は、移行が速い成分の影響はほとんどなく、移行が遅い成分による影響が支配的であるため、表面モデルにおける規格化吸収線量率は $(1-p_s)$ にほぼ等しくなる。よって、本節ではこのような時点において浸透モデルと表面モデルによる推定値が一致するように、表面モデルにおける移行が速い成分の割合 p_s を設定する。具体的には、浸透モデルにおいて吸収線量率にほぼ変化のなくなった $t=100(\text{y})$ における規格化吸収線量率の推定値を、表面モデルにおける移行が遅い成分の割合 $(1-p_s)$ と等しいとする (Fig. 3.9 参照)。この場合、前項における浸透モデルの解析で設定した5段階の p_0 (0.20、0.40、0.60、0.80、0.98) に対応する、表面モデルにおける移行が速い成分の割合 p_s はそれぞれ0.09、0.19、0.30、0.45、0.69となる。

これらの値を用い、 $T_1=1(\text{y})$ 、 $T_2=5000(\text{y})$ として表面モデルにより推定される吸収線量率の経時変化を、浸透モデルによる推定値とともにFig. 3.11に示す。対応するそれぞれの曲線は極めてよく一致しており、浸透モデルと表面モデルでほとんど同じ結果が得られている。すなわち、浸透モデルで評価を行った核種の土壌深部への浸透による吸収線量率の減少を、簡易な表面モデルによって評価し得ることが示されている。このことから、表面モデルによる外部被ばく線量評価は、 ^{137}Cs の移行性に対応した適切な p_s を選択することにより、十分妥当な評価結果が得られることが示唆される。なお、本解析領域では、 p_s の範囲は0.09～0.69程度であり、中央値は約0.30となる。

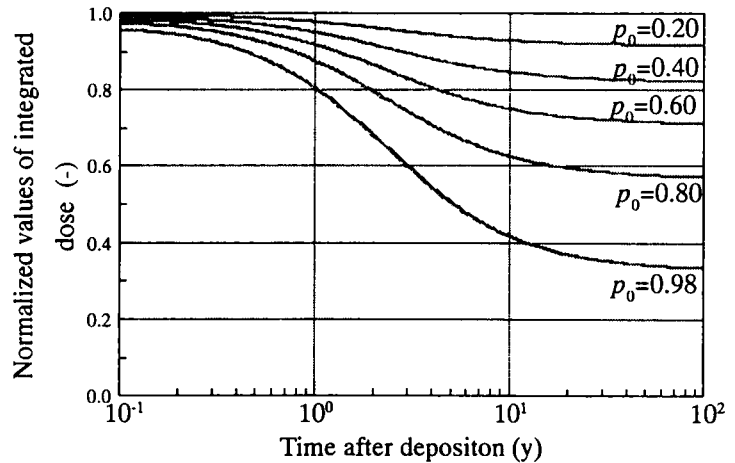


Fig. 3.10 NIDs due to migration into deep zone soil.

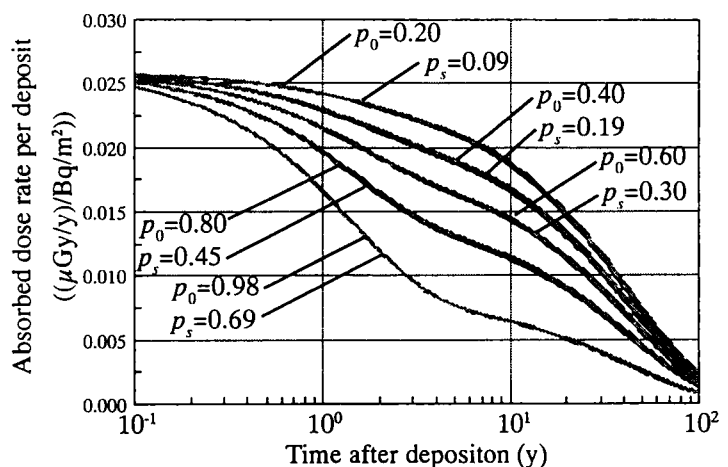


Fig. 3.11 Absorbed dose rate per deposit estimated by migration model and surface model.

3.2.7 表面モデルのパラメータ 感度解析

最後に、表面モデルにおいて、各パラメータが変動した場合の解析結果の変動について検討する。まず、移行が速い成分の半減期 T_1 が変化した場合の影響を評価する。前項の解析結果から p_s の値を0.09、0.30、0.69の3段階とし、それぞれについて T_1 を0.5年、1.0年、2.0年と変化させた場合の積算線量の経時変化をFig. 3.12に示す。Fig. 3.12に見られるように、 T_1 を変化させても積算線量にはほとんど差異が見られない。3.2.3節の解析結果によれば、 T_1 は0.5年～2.0年よりも変動幅が小さいと考えられるため、 T_1 の変動が積算線量に与える影響は極めて小さいと考えられる。

次に移行が遅い成分の半減期 T_2 が変化した場合の影響の解析を行う。Gale等⁴⁾は移行が遅い成分の半減期を92年としていることから、 T_2 を100年、1000年、5000年と変化させた場合の積算線量の経時変化をFig.3.13に示す。移行が速い成分の割合が少ない場合に、 T_2 の変動が積算線量に与える影響が大きい、その差異は影響が最も大きい $p_s=0.09$ の場合でも25%程度であり p_s が小さければその変動も影響も小さい。本解析で用いたデータベースは事故から約10年後までのデータであるため、特に長期的な核種移行については不確実性が大きい、Fig. 3.12及びFig. 3.13に示された結果から、原子炉事故時における線量評価において重要な50年積算線量あるいは70年積算線量を評価する場合については、 T_1 、 T_2 の影響は比較的小さいことが推定される。

これに対し、移行が速い成分の割合 p_s の変動による積算線量に対する影響の大きさは、Fig. 3.10に示されているようにファクター3程度であり、 T_1 、 T_2 よりも明らかに影響が大きい。これらのことから、表面モデルによって評価される積算線量に最も大きい影響を与えるのは移行が速い成分の割合であり、この値を合理的に推定することが長期的線量評価上重要であることがわかる。

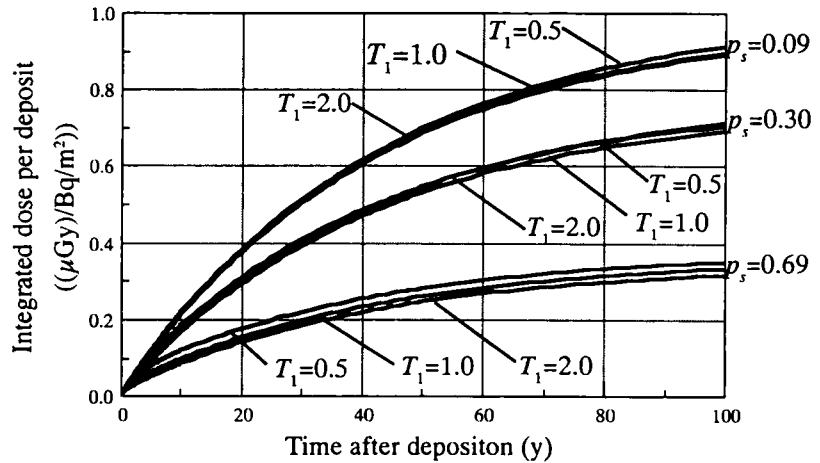


Fig. 3.12 Integrated dose per deposit
(effects of variability of T_1).

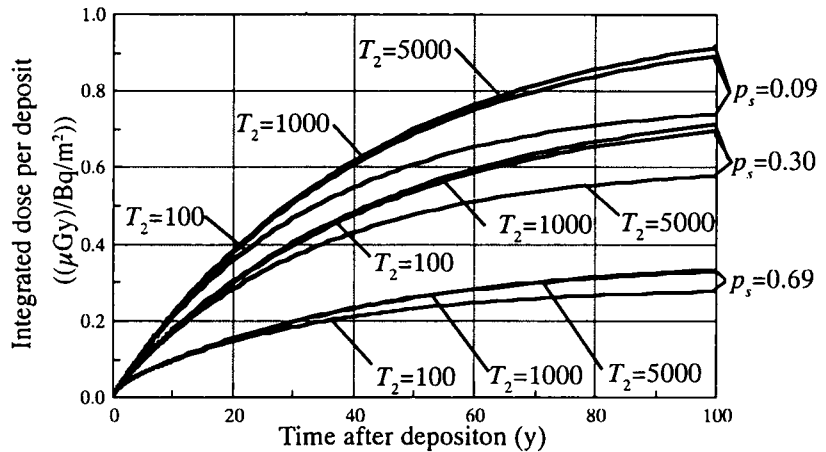


Fig. 3.13 Integrated dose per deposit
(effects of variability of T_2).

3.3 土質の差異によるパラメータの代表値及び確率密度関数の差異⁸⁾

3.3.1 解析に使用するデータベース

本解析に使用する表層土壌中¹³⁷CsのデータベースはTable 3.1に示したデータベースbである。各サンプリングポイントにおいて採取されたサンプルの事故における¹³⁷Csの単位面積あたりの初期沈着量 Q_{ini} は以下の式で表される。

$$Q_{ini} = \sum_{m=2}^6 Cl(m) / \exp(-\lambda t) \quad (3.15)$$

ここで、

$Cl(2)$: 0-2cm 層中 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq/m ²)
$Cl(3)$: 2-3cm 層中 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq/m ²)
$Cl(4)$: 3-4cm 層中 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq/m ²)
$Cl(5)$: 4-5cm 層中 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq/m ²)
$Cl(6)$: 5cm 以深層中 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq/m ²)
λ	: ¹³⁷ Cs の物理的崩壊定数(y ⁻¹)
t	: 事故からサンプリングまでの期間(y)

である。各サンプリングポイントにおける Q_{ini} の平均値をFig. 3.14に示す。サンプリングポイントは発電所より5kmから30kmまでの圏内について、冷却池や河川の中で土壌のサンプリングが不可能な地域を除くほぼ全域を網羅しており、北西方向にはさらに発電所より45kmの地点まで測定されている。¹³⁷Csの沈着量が高い地域は、発電所の近傍及び北東から北西方向に広がっている。また、発電所の西方向にも狭い範囲で沈着濃度が高い地域が存在している。

土質による¹³⁷Csの移行性の差異について検討するため、チェルノブイル原子力発電所近傍のウクライナ国内における土質の分布に関するデータベースを用いる。このデータベースは表層土壌中¹³⁷Cs濃度データと同様に、CHESCIRが作成したものであり、日本原子力研究所がCHESCIRとの研究協力協定に基づいて入手したものである。本データベースにおける土質による分類は、疑似ポドゾル土(soddy pseudopodzolic soil:SPP)、ポドゾル土(soddy podzolic soil:SP)、低ポドゾル土(soddy low podzolic soil:SLP)、低湿地グライ土(meadow greyed soil:MG)、沼地土(bogged soil:B)、泥炭土(bog peaty soil, peat-bog:P)、砂質小腐植質土(sandy low humic soil:SLH)に大別される。なお、グライ森林土(grey forest soil)、中ポドゾル土(soddy middle podzolic soil)の項目もあるが、核種濃度のサンプリングポイントにはこれらの土質は存在しない。土壌中¹³⁷Cs濃度のサンプリングポイントにおける土質の平面分布をFig. 3.15に示す。本データベースはウクライナ国内に関するものであり、Fig. 3.14において北東から北西方向に広がっていた沈着量の高い地域の多くはベラルーシ国内であるため、その土質については調査されていない。

3.3.2 地表面沈着核種の支配的な成分に関する解析

セシウムは比較的揮発性が高いため、炉内にある燃料が爆発によって環境中に直接放出された成分(以下「燃料成分」と記述する)だけではなく、その後に炉内が高温になったことにより、炉内からガス状で放出され、それが空気中の粒子に凝縮、沈着した成分(以下「ガス状放出成分」と記述する)も存在する¹⁾。このため、本解析領域における土壌サンプルに沈着した¹³⁷Csは、これらの2つの成分が混在していると考えられる。このように異なった成分間では、

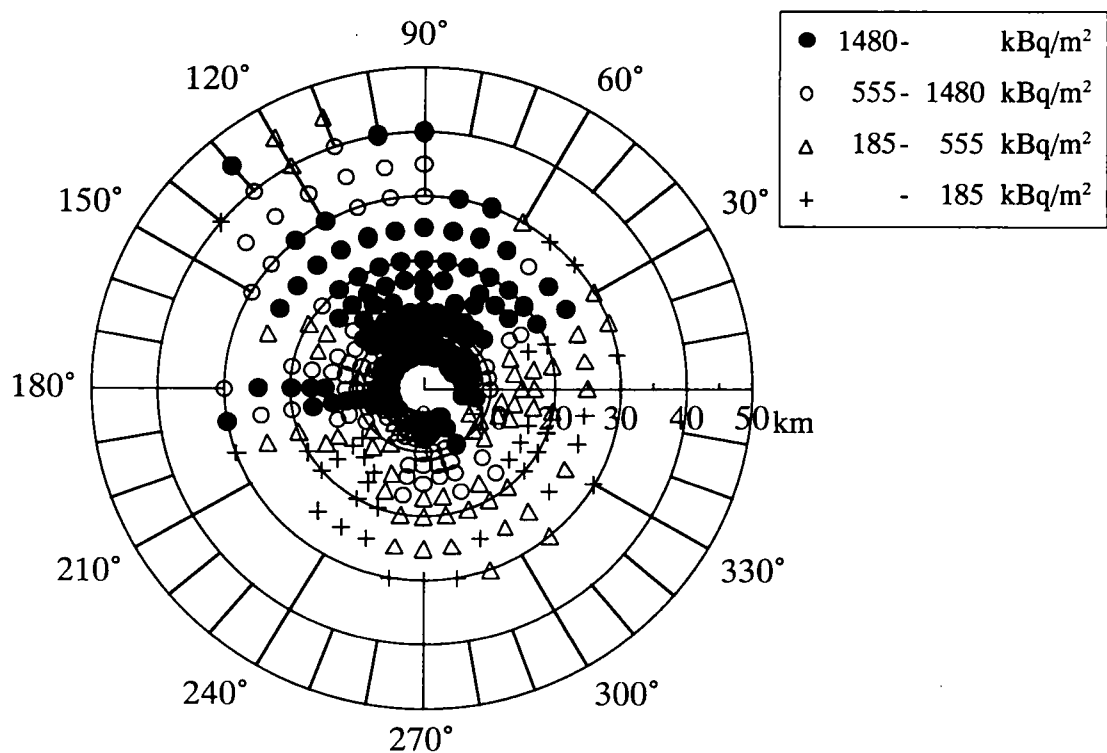


Fig. 3.14 Spatial distribution of concentration of fallout ^{137}Cs at the moment of the accident.

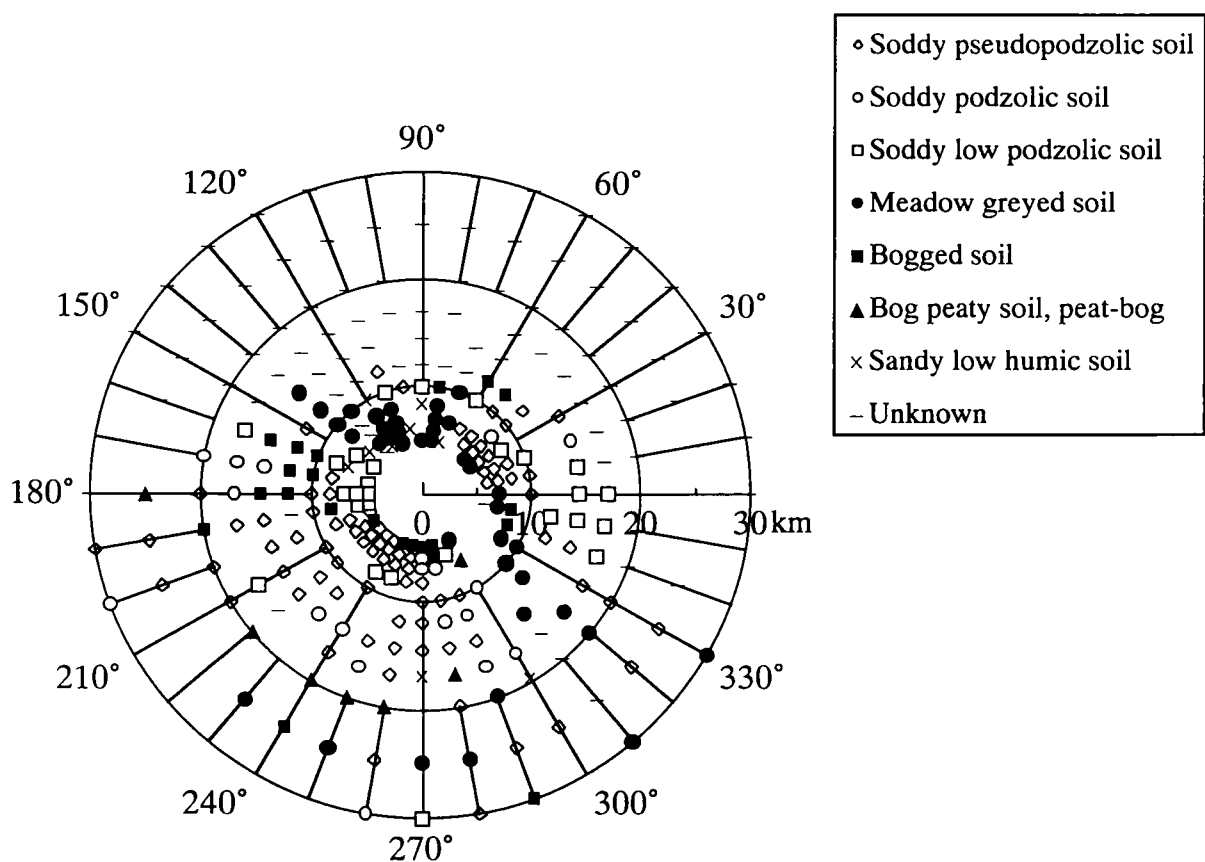


Fig. 3.15 Spatial distribution of soil types at the sampling points.

沈着後の鉛直方向移行性に差異がある可能性がある。このため、本解析では、各土壌サンプルにおいてどちらの成分が支配的であるかを、 ^{144}Ce との放射能比を用いて解析し、支配的な成分によって土壌サンプルを分類することを試みる。

事故時における ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比 Ra は以下の式で表される。

$$Ra = Q_{init} / Q_{init(Ce-144)} \quad (3.16)$$

ここで、

Ra : 事故時における ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比(-)

$Q_{init(Ce-144)}$: ^{144}Ce の地表面単位面積あたりの初期沈着量(Bq/m^2)

である。 $Q_{init(Ce-144)}$ は(3.15)式と同様に求められる。まず、事故時における各サンプルの ^{144}Ce の沈着濃度と、 ^{137}Cs の沈着濃度との相関について、事故時における燃料中の放射能比の理論値⁹⁾である $Ra=0.062$ の直線とともに Fig. 3.16 に示す。 ^{137}Cs の ^{144}Ce に対する放射能比が事故時における燃料中の放射能比の理論値の近傍に分布しているサンプルと、 ^{137}Cs 沈着濃度の方が理論値より明らかに高いサンプルが見られる。すなわち、前者のサンプルにおいては、沈着している

^{137}Cs の原子炉からの放出挙動は ^{144}Ce とほぼ同様であると考えられるのに対し、後者においては沈着している ^{137}Cs の多くは ^{144}Ce と異なった機構で放出されたと考えられる。セリウムは比較的揮発性が低いことから、放射能比が事故時における燃料中の放射能比の理論値に近いサンプル、すなわち ^{137}Cs の原子炉からの放出挙動は ^{144}Ce とほぼ同様であるサンプルは、沈着した ^{137}Cs の支配的な性状が燃料成分であるのに対し、理論値よりも ^{137}Cs 濃度が高いサンプル、すなわち沈着している ^{137}Cs の多くが ^{144}Ce と異なった機構で放出されたと考えられるサンプルにおける ^{137}Cs の支配的な性状は、ガス状放出成分であると考えられる。Fig. 3.16 の傾向から放射能比 Ra の目安値を 0.15 とし、 Ra が 0.15 より高いサンプルは、沈着している ^{137}Cs が明らかにガス状放出成分が支配的なサンプルであると考ええる。 $Ra=0.15$ の直線を Fig. 3.16 に加えた図を Fig. 3.17 に示す。Fig. 3.17 より地表面に沈着した ^{137}Cs の支配的な性状について、 Ra の目安値を 0.15 とすることは十分妥当であると考えられる。

地表面に沈着した ^{137}Cs の支配的な性状について、 Ra の目安値を 0.15 で区分した場合の、各サンプリングポイントにおける放射能比の平面分布を Fig. 3.18 に示す。

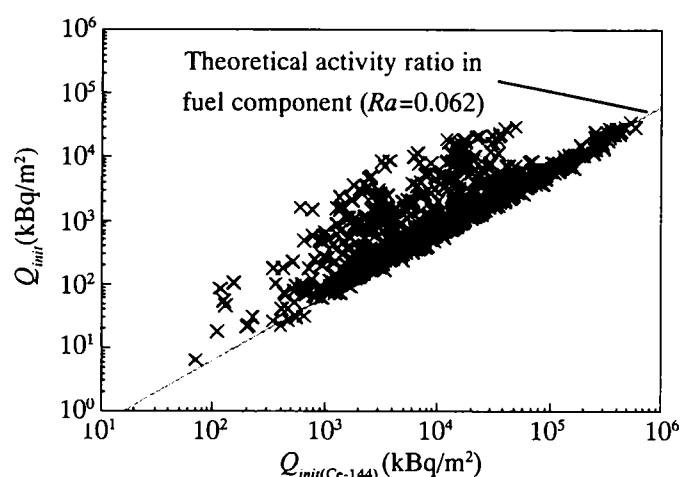


Fig. 3.16 Relationship between concentration of fallout radionuclide at the moment of the accident.

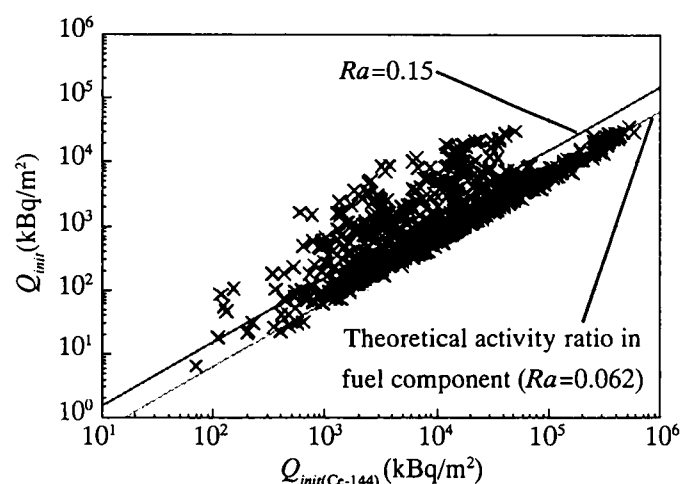


Fig. 3.17 Relationship between concentration of fallout radionuclide at the moment of the accident with criterion ($Ra=0.15$).

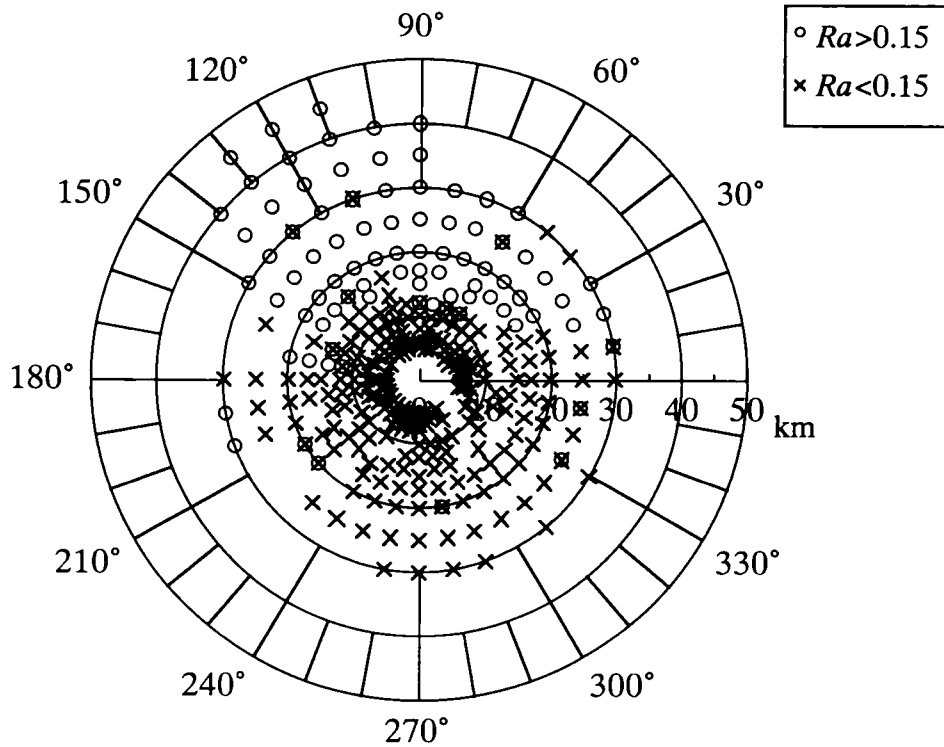


Fig. 3.18 Spatial distribution of activity ratio R_a .

原子炉より北東から北西に位置する約 10km 以遠の地域で、ガス状放出成分が支配的なサンプルが多いことがわかる。本解析では、土質による移行性の差異について解析するため、土質データが豊富である地域に多く存在する、 ^{137}Cs の支配的な成分が燃料成分であると推定されるサンプル、すなわち $R_a < 0.15$ であるサンプルを対象として解析を行う。

3.3.3 土質による分布特性の差異に関する解析

(1) 深部移行割合の評価

^{137}Cs の鉛直方向移行性について評価するため、本データベースが測定された1990年時点における ^{137}Cs の鉛直方向分布特性について検討する。ここで、データベース b の深部移行割合は (3.6)式で表される。すなわち $R_b(z)$ は z cm 以深に存在する ^{137}Cs 量の、全存在量に対する割合を表しており、同一深部における深部移行割合が高いほど、 ^{137}Cs が土壌深部へ移行しやすいことを示している。

前節の解析では、 ^{137}Cs の深部移行割合の鉛直分布について(3.10)式を適用した。すなわち、浸透モデルにおいては、地表面に沈着した核種は一部が土壌層内部に浸透して濃度分布を形成し、残りの部分が地表面に留まっているとして評価される。したがって、(3.10)式では、 a は地表面から地中への移行性、 λ_v は地中における鉛直方向移行性を表すパラメータとなる。

(3.10)式より、異なった土壌深さ $m, n(\text{cm})$ の深部移行割合を用い、以下の式で λ_v を推定することができる。

$$\lambda_v = \frac{1}{m-n} \ln \left\{ \frac{R_b(n)(1-R_b(m))}{R_b(m)(1-R_b(n))} \right\} \quad (3.17)$$

本解析では、各土壌サンプルにおいて、 $R_b(2)$ と、 $R_b(3)$ 、 $R_b(4)$ 、 $R_b(5)$ の組み合わせで、(3.17)式

より λ_v を算出し、その平均値を当該サンプルにおける λ_v の推定値とする。

(3.10)式より、 a は以下の式で与えられる。

$$a = \frac{R_b(z)}{(1 - R_b(z)) \exp(-\lambda_v z)} \quad (3.18)$$

(3.17)式によって得られた λ_v の推定値を用いて、各層の深部移行割合から a を算出し、その平均値を当該サンプルにおける a の推定値とする。

(3.17)式及び(3.18)式から、各土壌サンプルにおける a 及び λ_v を推定し、それらの推定値を用いて(3.10)式によって各土壌深さにおける深部移行割合を算出する。このようにして得られた深部移行割合の算出値と実測値について、累積分布関数をFig. 3.19に示す。いずれの土壌深さの深部移行割合も推定値と実測値は良く一致している。このことから、(3.10)式によって、各土壌サンプルにおける ^{137}Cs の分布特性を把握することが可能であり、 a 及び λ_v の推定値について比較検討することにより、 ^{137}Cs の表層土壌における分布特性について評価することが可能であると考えられる。

(2)土質による分布特性の差異の検討

まず、 λ_v の推定値を土質毎に分類し、そのCDFをFig. 3.20に示す。いずれの土質においても、 λ_v のCDFは対数正規分布に近い分布型を示している。また、低湿地グライ土が最も低い傾向にあるなど、土質によって推定値の傾向が若干異なることがわかる。

次に、(3.18)式において $z=0$ としたときの値、すなわち沈着した核種が地中に移行している割合について、(3.12)式と同様に以下の式を用いて評価検討する。

$$R_0 = \frac{a}{1+a} \quad (3.19)$$

ここで、

R_0 : 沈着した核種が地中に移行する割合(-)

である。(3.18)式で求められた a の値を(3.19)式に代入することによって算出される R_0 のCDFをFig. 3.21に示す。いずれの土質も R_0 は0.1~1.0程度の範囲で分布しているが、その分布の傾向は土質により大きな差異が見られ、泥炭土は R_0 の値が高

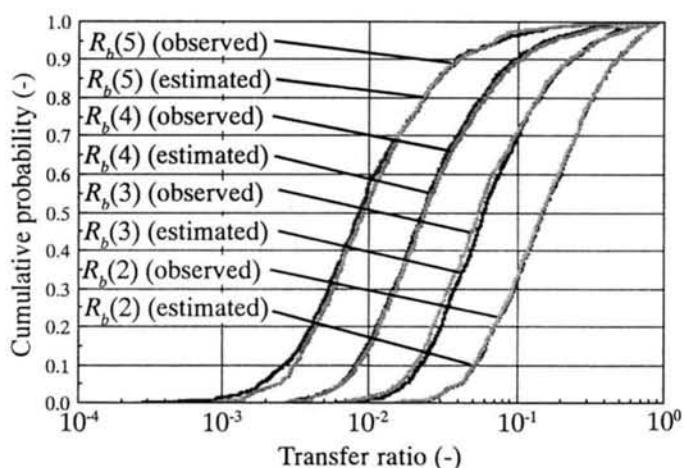


Fig. 3.19 CDFs of observed and estimated transfer ratio.

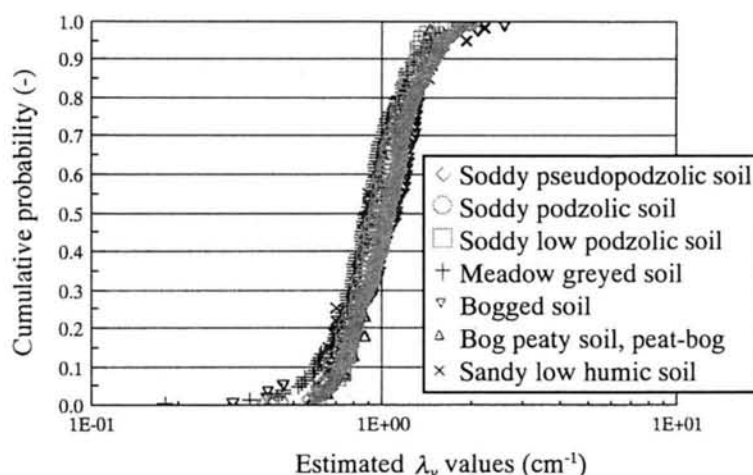


Fig. 3.20 CDFs of estimated λ_v values classified by soil type.

く、地表面に ^{137}Cs が残留しにくい、すなわち地表面から土壌層内部に ^{137}Cs が移行しやすいのに対し、低ポドゾル土や低湿地グライ土は R_0 の値が低く、地表面に ^{137}Cs が残留しやすい、すなわち地表面から土壌層内部に ^{137}Cs が移行しにくい傾向が見られる。

これらの推定値の分布の差を定量的に明らかにするため、ウィルコクソンの順位和検定を実施した結果をTable 3.3に示す。2つの母集団が等しいとする仮説が、有意水準0.05で棄却された組み合わせを○、有意水準0.01で棄却された組み合わせを◎で示している。低湿地グライ土は λ_v 、 R_0 ともに他の土質と分布が異なる傾向が見られるが。その他の土質の組み合わせでは、 λ_v と R_0

で、棄却される組み合わせが異なっており、それぞれのパラメータ値の変動要因は異なった機構に基づいていることが推察される。

このような傾向をより明らかにするため、Table 3.3の結果を模式的に表し、Fig. 3.22に示す。縦方向に重なり合わない組み合わせが、2つの母集団が等しいとする仮説が有意水準0.05あるいは0.01で棄却された組み合わせである。 λ_v では低湿地グライ土で低く沼地土で高い傾向がみられる。 R_0 は低ポドゾル土、低湿地グライ土で低い傾向が見られる。このように、土質によって λ_v 及び R_0 は異なった傾向が見られることから、広範囲にわたって ^{137}Cs が沈着した場合、単位面積あたりの初期沈着量が同一であっても、長期的な外部被ばく線量は土質によって異なることが推察される。

3.3.4 外部被ばく線量に関する解析

(1)規格化積算線量の評価

前項で解析した土質の差異による ^{137}Cs の分布特性の差異に起因する長期的外部被ばく線量への影響について検討するため、まず、3.2節で使用した浸透モデルを用いて解析を行う。この場合吸収線量率の経時変化は(3.14)式で与えられる。本解析では ^{137}Cs の浸透による外部被ばく線量の減少の効果について、地表面へ沈着した核種による積算線量を、浸透を考慮しない場合の積算線量で規格化した規格化積算線量を評価対象として検討を行う。規格化積算線量(NID)は、以下の式で定義される。

$$D_n(t_i) = \int_0^{t_i} D(t)dt / \int_0^{t_i} DF_0 Q_{ini} \exp(-\lambda t) dt \quad (3.20)$$

ここで、

- $D_n(t_i)$: 積算期間を t_i 年としたときの規格化積算線量(-)
- t_i : 積算期間(y)
- DF_0 : 地表面における外部被ばく線量係数((μ Gy/y)/(Bq/m²))

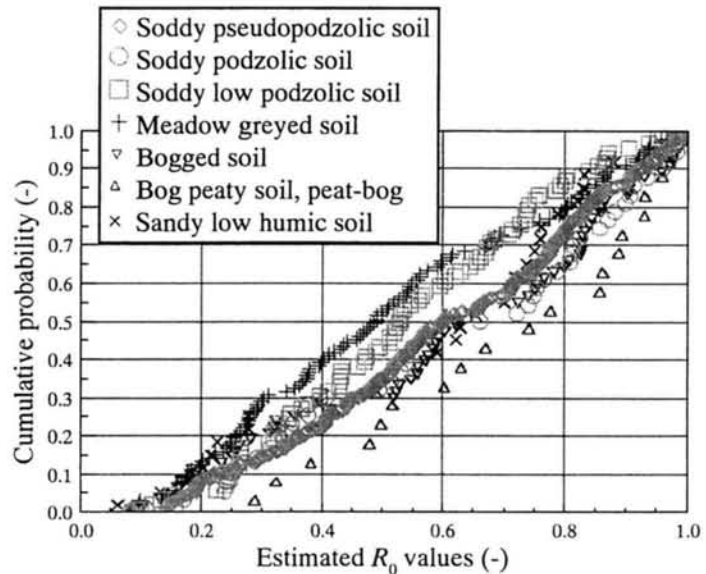
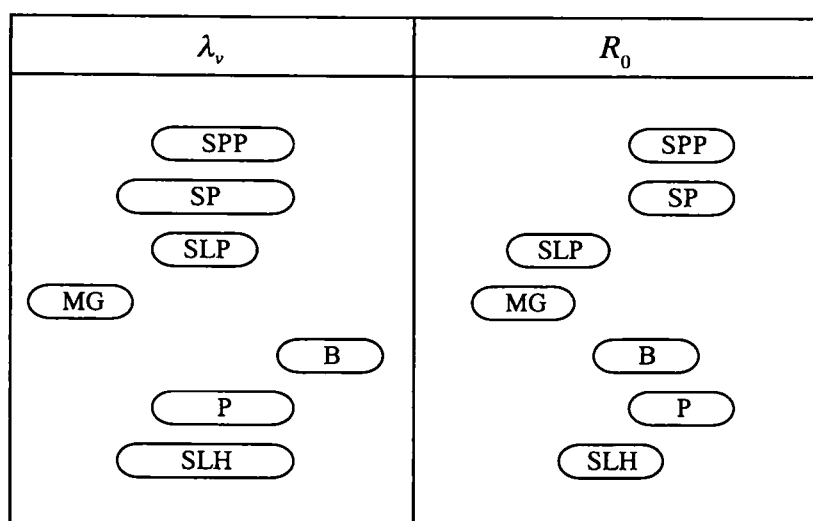


Fig. 3.21 CDFs of estimated R_0 values classified by soil type.

Table 3.3 Results of rank sum test between soil types.

Soil type	Soil type	λ_v	R_0
SPP	SP	-	-
	SLP	-	○
	MG	⊙	⊙
	B	-	-
	P	-	-
	SLH	-	-
SP	SLP	-	○
	MG	-	○
	B	-	-
	P	-	-
	SLH	-	-
SLP	MG	○	-
	B	○	-
	P	-	⊙
	SLH	-	-
MG	B	⊙	○
	P	○	⊙
	SLH	-	-
B	P	-	-
	SLH	-	-
P	SLH	-	-



SPP: soddy pseudopodzolic soil, SP: soddy podzolic soil, SLP: soddy low podzolic soil, MG: meadow greyed soil, B: bogged soil, P: bog peaty soil or peat-bog, SLH: sandy low humic soil

Fig. 3.22 Tendency of parameter values by using rank sum test.

である。(3.13)式及び(3.14)式を(3.20)式に代入すると以下の式が得られる。

$$D_n(t_l) = \sum_k DF_{z'-z}(p_z - p_{z'}) \left[\frac{\{1 - \exp(-(\ln 2/T_1 + \lambda)t_l)\}}{(\ln 2/T_1 + \lambda)} - \frac{\{1 - \exp(-(\ln 2/T_2 + \lambda)t_l)\}}{(\ln 2/T_2 + \lambda)} \right] / DF_0 \{1 - \exp(-\lambda t_l)\} \quad (3.21)$$

ここで、 T_1 及び T_2 はそれぞれ 3.2 節と同様に 1 年及び 5000 年とし、鉛直方向の土壌層の分割方法は Table 3.2 を用いる。また p_z の算出は(3.11)式を用いる。前項において各サンプルについて推定された a 及び λ_v を用い、 $t_l=70$ 年としたときの規格化積算線量の CDF を土質毎に分類して Fig. 3.23 に示す。いずれの土質も規格化積算線量は 0.3～0.9 程度、すなわち浸透を考慮しない場合の 30%～90% の積算線量であり、Fig.3.10 に示された全てのサンプルについて解析した結果とほぼ同じであるが、その分布の状態には明確な差があり、泥炭土では低く、低ポドゾル土や低湿地グライ土では高い傾向が見られる。

このような規格化積算線量の分布の差を定量的に明らかにするため、前章の分布特性のパラメータと同様にウィルコクソンの順位和検定を実施した結果の模式図を Fig. 3.24 に示す。縦方向に重なり合わない組み合わせが、2つの母集団が等しいとする仮説が有意水準 0.05 で棄却された組み合わせである。なお、 λ_v 及び R_0 の値が大きくなると規格化積算線量は小さくなるため、Fig. 3.22 と Fig. 3.24 は傾向が逆転している。規格化積算線量を λ_v 及び R_0 と比較すると、低ポドゾル土や低湿地グライ土で低い傾向は R_0 の傾向と同一である。 λ_v で見られた沼地土において線量が低くなる傾向は規格化積算線量では見られない。

これらのことから、積算線量に対しては土壌層内部における移行性よりも地表から土壌層内部に対する移行性の差異の方が影響が大きいことが推定される。すなわち、土質による積算線量の差異は、その土質における土壌表面から土壌中への ^{137}Cs の移行性、すなわち地表面に残留する ^{137}Cs の割合について着目すべきであることが示唆される。なお、泥炭土に関しては規格化積算線量では低い傾向が見られるが、 λ_v 及び R_0 では明確には

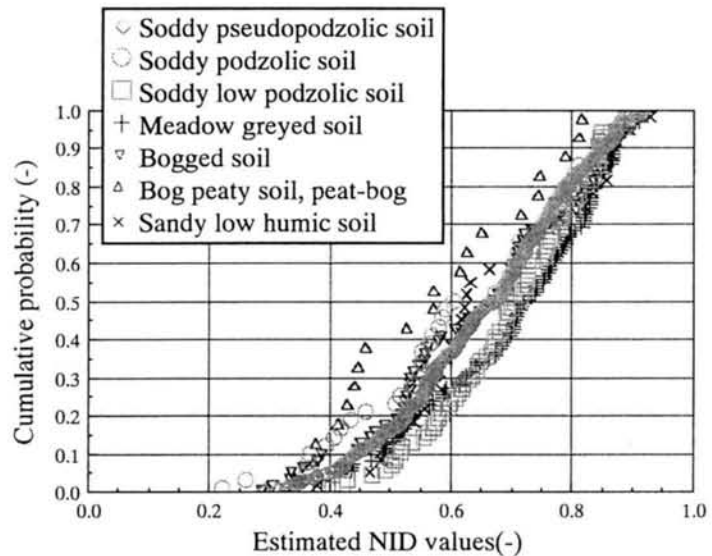


Fig. 3.23 CDFs of estimated NID values classified by soil type.

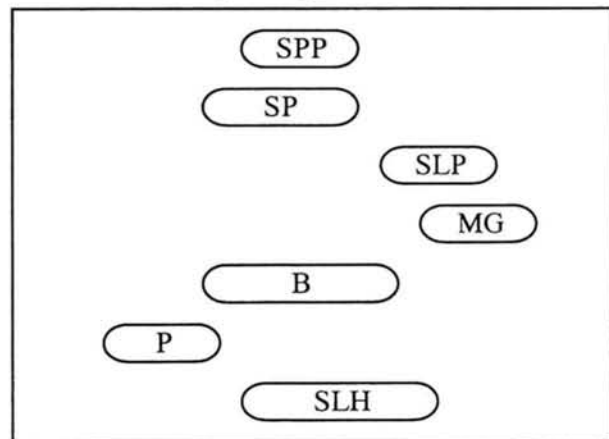


Fig. 3.24 Tendency of estimated NID values by using rank sum test.

見られていない。ただし、泥炭土のサンプル数が他の土質に比べ比較的少ない（20サンプル）ことから、泥炭土の R_0 が実際には線量を低くするような傾向にあるにも関わらず、低ポドゾル土や低湿地グライ土以外のいくつかの土質に対して、他の土質と母集団が等しいとする仮説が偶然棄却されなかった可能性が考えられる（第2種の過誤）。

(2)表面モデルによる評価

3.2節で示したように、表面モデルは適切な移行が速い成分の割合 p_s を選択することによって、地中における浸透を考慮したモデルと同等の評価ができる。本節では、各サンプルある積分期間における積算線量が浸透モデルにおける積算線量と等しくなるような p_s を求める。すなわち、

$$\int_0^{t_i} D_s(t) dt = \int_0^{t_i} D(t) dt \quad (3.22)$$

となるような p_s を算出する。(3.1)式、(3.13)式及び(3.14)式を(3.22)式に代入することにより以下の式が得られる。

$$p_s = \sum_k DF_{z'-z}(p_z - p_{z'}) / DF_0 \\ - \left[\left\{ 1 - \exp(-(\ln 2/T_2 + \lambda)t_i) \right\} / (\ln 2/T_2 + \lambda) \right] \\ / \left[\left\{ 1 - \exp(-(\ln 2/T_1 + \lambda)t_i) \right\} / (\ln 2/T_1 + \lambda) \right] \\ - \left\{ 1 - \exp(-(\ln 2/T_2 + \lambda)t_i) \right\} / (\ln 2/T_2 + \lambda) \quad (3.23)$$

積分期間を70年とした場合の p_s を(3.23)式により各サンプルについて求め、そのCDFを土質毎に分類しFig. 3.25に示す。何れの土質も分布の範囲は0.1～0.7程度であるが、その分布の状態には大きな差がある。例えば中央値で見た場合、泥炭土では約0.45と大きく、線量が低くなる傾向が見られるのに対し、低ポドゾル土や低湿地グライ土では約0.3と、線量が高くなる傾向が見られる。なお、 p_s 値と規格化積算線量は積分期間が同じであれば単調な関数であるため、ウィルコクソンの順位和検定では規格化積算線量と同じ結果が得られる。このように、表面モデルにおける移行が速い成分の割合の分布は土質によって異なるため、土質に関する情報を考慮することにより、線量評価の不確実性を低減し得ることが示唆される。

(3)移行が速い成分の割合の分布型

モンテカルロシミュレーションを用いるパラメータ不確実性解析では、変動を考慮する評価パラメータについて、中央値や平均値等の代表的な一点に関する情報ではなく、パラメータ値の確率分布に関する情報が必要である。このためここでは、Fig. 3.25に示した p_s の分布型の土質による差異について検討する。Fig. 3.25に示した p_s の推定値の分布の傾向から、 p_s の分布型は一様分布あるいは対数一様分布、あるいはその中間的な分布を示していることが推察

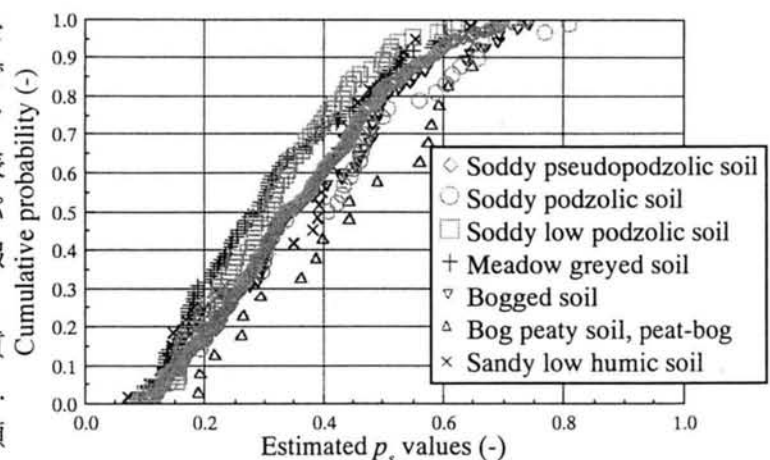


Fig. 3.25 CDFs of estimated p_s values classified by soil type.

される。この傾向について詳細に検討するため、それぞれの土質毎に、べき乗を使用した以下の数式による非線形回帰分析を試みる。

$$CP = b \cdot p_s^p + c \quad (3.24)$$

ここで

CP : 当該 p_s 値の累積確率(-)

p, b, c : 回帰係数

である。べき乗 p が1の時はその回帰曲線は一様分布の累積分布関数と同一であり、0に近くなるほど回帰曲線は対数一様分布の累積分布関数に近い状態となる。

各土質の回帰分析の結果を、 $CP=0$ の場合の値（下限値）、 $CP=0.5$ の場合の値（中央値）及び $CP=1$ の場合の値（上限値）とともにTable 3.4に表す。べき乗 p は低湿地グライ土の0.29から泥炭土の1.36まで幅広く分布しており、土質によって分布型に差異があることが示唆される。また、下限値は0.05～0.13、上限値は0.60～0.75と、前節で示した土質の差異を考慮しなかった場合の値（下限値：0.09、上限値0.69）近傍に分布しており、上限値の方が変動幅が若干大きい。

次に(3.24)式で表される回帰曲線（Power regression curve）のCDFを、線形回帰分析した場合の回帰曲線（Linear regression curve）、対数値を線形回帰した場合の回帰曲線（Logarithmic regression curve）及び p_s の推定値のCDFとともにFig. 3.26(a)～(g)に示す。疑似ポドゾル土、沼地土、泥炭土、砂質小腐植質土（ $p=0.67 \sim 1.36$ ）は明らかに線形回帰曲線の方が適合しており、これらの土質については p_s は一様分布を示すことが推定される。これに対しポドゾル土（ $p=0.49$ ）及び低ポドゾル土（ $p=0.54$ ）は、(3.24)式の回帰曲線が一様分布と対数一様分布のほぼ中間に位置している。また、低湿地グライ土（ $p=0.29$ ）は明らかに対数一様分布の方が適合している。これらの結果から、 p_s の分布型としては一様分布が一般的であるが、一部の土質については対数一様分布あるいはその中間的な分布を示すことが示唆される。このように、土質等の環境条件に関する情報を得ることによって、より適切なパラメータ値あるいは確率密度関数を選択することができ、評価の不確かさを低減することが可能である。このように、評価結果に影響を与える要因を把握し、その影響について定量的に明らかにすることは、評価の不確かさを低減化し、より信頼度の高い評価を行う上で極めて重要である。

Table 3.4 Results of regression analysis.

	p	b	c	$CP=0$	$CP=0.5$	$CP=1$
Soddy pseudopodzolic soil	0.67	1.96	-0.46	0.11	0.35	0.64
Soddy podzolic soil	0.49	1.93	-0.68	0.12	0.36	0.75
Soddy low podzolic soil	0.54	2.39	-0.75	0.12	0.30	0.56
Meadow greyed soil	0.29	2.74	-1.41	0.10	0.29	0.64
Bogged soil	0.70	1.69	-0.31	0.09	0.35	0.70
Bog peaty soil, peat bog	1.36	1.78	-0.11	0.13	0.46	0.71
Sandy low humic soil	1.23	1.99	-0.05	0.05	0.35	0.60

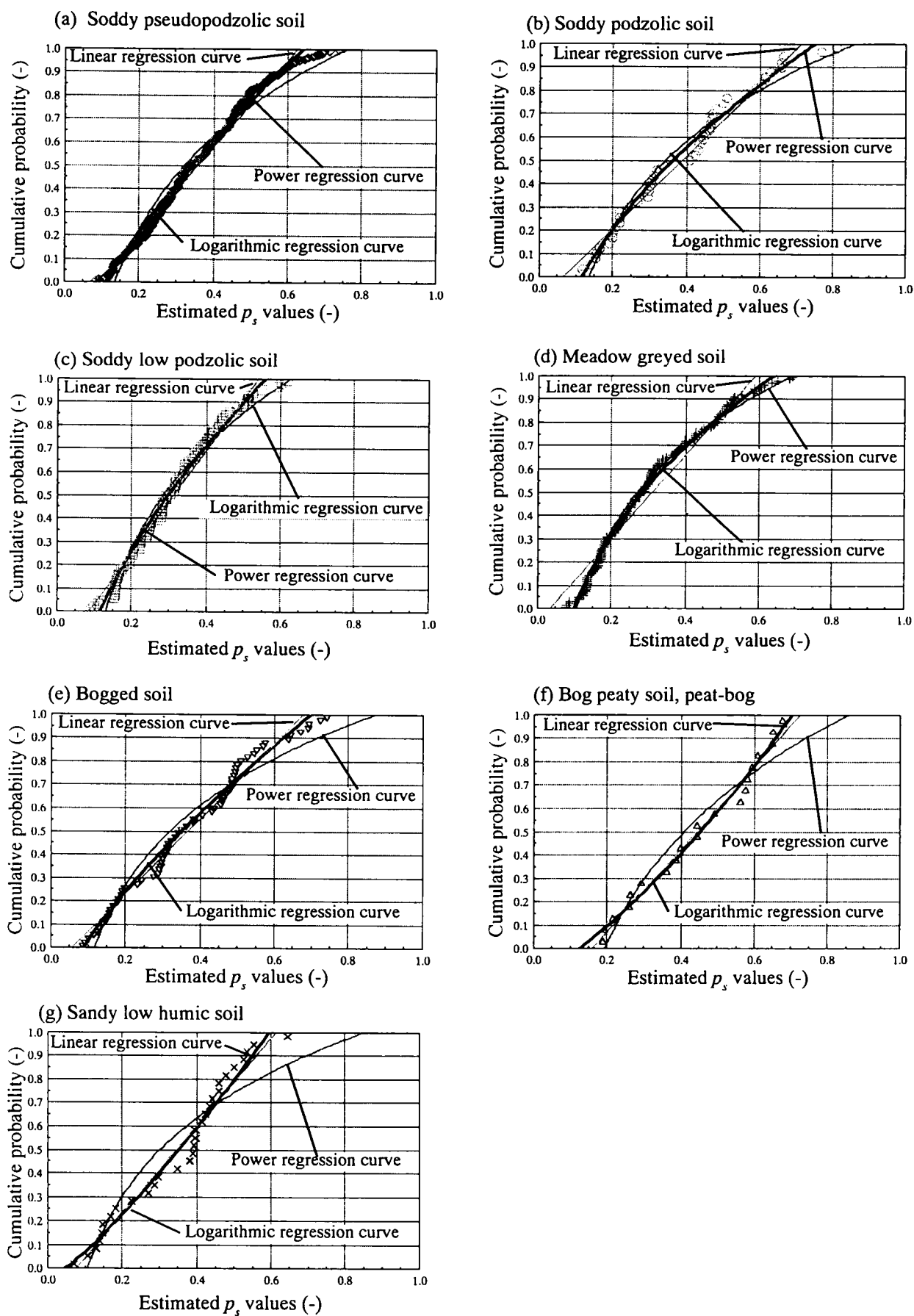


Fig. 3.26 CDFs of estimated p_s values and regression curves.

3.4 第3章の結論

本章では、チェルノブイル原子力発電所近傍において測定された表層土壤中 ^{137}Cs 濃度のモニタリングデータを使用し、地表面に沈着した ^{137}Cs に起因する外部被ばく線量の長期的な経時変化を評価モデルの実環境における適用性、及びモデルに使用するパラメータ値について検討した。本章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ①地表面に沈着した ^{137}Cs による外部被ばく線量率の経時変化について、一般に使用されている「表面モデル」によって評価することは、 ^{137}Cs の浸透を考慮したモデルによる評価結果と比較して十分妥当である。
- ②「表面モデル」によって評価された積算線量に最も大きい影響を与えるパラメータは移行が速い成分の割合であり、この値を合理的に推定することが長期的な被ばく線量評価上重要である。
- ③本研究の解析対象領域であるチェルノブイル原子力発電所近傍においては、表面モデルにおける移行が速い成分の割合の範囲は0.09～0.69程度であり、核種の浸透による積算線量の減少の効果は、減少を考慮しない場合の30%～90%程度である。ただし、実際には ^{137}Cs の再飛散、表面流出の効果により、積算線量はより低くなることが推察される。
- ④燃料成分が支配的なフォールアウト ^{137}Cs の支配的な成分が燃料成分である場合、積算線量は地表面から土壌層内部への核種の移行性の差異が大きな影響を与えている。低ポドゾル土や低湿地グライ土では地表面に ^{137}Cs が残留しやすく、積算線量が高くなる傾向が見られるのに対し、有機分の多い泥炭土では、地表面から土壌層内部への ^{137}Cs の移行性が高く、積算線量が低くなる傾向にある。
- ⑤表面モデルにおける移行が速い成分の割合の分布は土質によって異なり、その分布型は一様分布が一般的であるが、一部の土質については対数一様分布あるいは一様分布と対数一様分布の中間的な分布を示す。

実環境における多数のモニタリングデータを使用して評価に用いるパラメータを推定する場合、気象条件や土質等の環境因子の不均質性によって評価パラメータの推定値は変動し、それに伴って評価結果も不確かさを包含することは避けられない。しかし、本解析に見られるように、土質等の環境条件に関する情報を考慮して、より適切なパラメータ値あるいは確率密度関数を選択することにより、評価の不確かさを低減することが可能である。このように、評価結果に影響を与える要因を把握し、その影響について定量的に明らかにすることは、評価の不確かさを低減化し、より信頼度の高い評価を行う上で極めて重要である。

また、本解析で使用した浸透モデル及び深部移行割合の推定式は、実測値を模擬した経験式であるため、これらのモデルやパラメータの機構的な解明、すなわち、移行が速い成分と遅い成分の物理的あるいは化学的差異、深部移行割合の鉛直方向分布に関する機構的解明、モデルの長期的な適合性等について、実験を含めた検討を進めることも、評価の信頼性を高める上で非常に重要である。また、土質の差異によって核種の移行性に差異が生じることに関する物理的、化学的側面からの更なる機構解明的研究や、降雨浸透水量等、他の環境条件の影響に関する検討も重要である。このような検討結果に基づいて、本研究の成果を一般的な環境条件に普遍化することにより、他の評価対象地域における適切なパラメータの代表的な値あるいは確率密度関数を推定することが可能となる。

第3章の参考文献

- 1) An Appraisal by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health; CHERNOBYL Ten Years on Radiological and Health Impact, OECD (1995).
- 2) T. HOMMA, O. TOGAWA and T. IJIMA; Development of Accident Consequence Assessment Code at JAERI, EUR-13013/2, 1049-1063 (1990).
- 3) H-N JOW, J. L. SPRUNG, J. A. ROLLSTIN, L. T. RITCHIE and D. I. CHANIN ; MELCOR Accident Consequence Code System (MACCS), Model Description, NUREG/CR-4691 Vol.2 (1990).
- 4) H. L. GALE, D. L. O. HUMPHREYS and E. M. R. FISHER ; Weathering of Caesium-137 in Soil, Nature, 4916, 257-261 (1964).
- 5) 高橋知之, 本間俊充; チェルノブイル原子力発電所近傍の表層土壌中¹³⁷Cs濃度に関するモニタリングデータを用いた外部被ばく線量評価モデルの妥当性の検証, 保健物理, **34**, 365-374 (1999).
- 6) 天野光, 渡辺美紀, 半沢有希子, 松永武, 上野隆, 長尾誠也, 小沼義一; チェルノブイル周辺環境中長半減期放射性核種の動態, 「環境中微量物質動態」専門研究会報告書, KURRI-KR-18, 201-212 (1998).
- 7) K. SAITO and P. JACOB; Gamma Ray Fields in the Air due to Sources in the Ground, Radiation Protection Dosimetry, **58**, 29-45 (1995).
- 8) 高橋知之, 本間俊充; チェルノブイル原子力発電所近傍モニタリングデータを用いた¹³⁷Csの外部被ばく線量評価パラメータの土質による差異に関する検討, 保健物理, **36**, 111-121 (2001).
- 9) N. LOSHCHILOV, V. KASHPAROV, E. YUDIN, V. PROTSAK, M. ZHURBA, Yu. IVANOV and A. PARSHAKOV ; Physical-chemical Forms of Chernobyl's Fall-out, Materials to the First Co-ordinate Meeting "The Radiobiological Impact of Hot Beta Particles from the Chernobyl Fall-out -Risk Assessment ", The Ukrainian Institute of Agricultural Radiology Physics & Chemistry Department, 5 (1991).

第4章 水田土壤中⁹⁰Srの移行モデルに関する研究

4.1 概説

原子力施設等から大気中に放出された放射性核種が人体に対して被ばくを与える経路は、外部被ばく経路と内部被ばく経路に大別される。これらの被ばく経路の内、放射性核種が農作物に移行して経口摂取されることによる内部被ばくは、重要な被ばく経路の一つである。このため、大気中から農作物への放射性核種の移行挙動を把握することは、被ばく線量評価上極めて重要である。

大気中の放射性核種が農作物へ移行する主な経路は、大気からの直接沈着経路と、土壤中へ沈着した核種の経根吸収経路である。これらの経路の内、核実験に伴う放射性核種のグローバルフォールアウトの影響は、核種のフォールアウト量が多かった1960年代頃は、直接沈着経路の影響が大きかったが、フォールアウト量が極めて少なくなっている近年では、農作物中に存在する⁹⁰Srや¹³⁷Csのほとんどは経根吸収経路によると考えられる^{11,5)}。また、原子炉事故時のように放射性核種が瞬時に放出された場合は、例えば穀物では事故時に出穂している場合は直接沈着経路が重要であるが、それ以外の場合は経根吸収経路が重要となる^{6,7)}。

また、放射性廃棄物処分施設の安全評価においても、耕作地土壤から農作物への経根吸収経路は重要な被ばく経路である。例えば、均質に固形化された低レベル放射性廃棄物のコンクリートピット処分、固形化されていない低レベル放射性廃棄物のトレンチ処分、放射性核種濃度が極めて低い放射性廃棄物のクリアランスレベルの評価のいずれにおいても、廃棄物処分場跡地の利用、あるいは放射性核種を含む地下水の灌漑水としての利用に関するシナリオにおいて、耕作地土壤から農作物への経根吸収経路が評価されており、いくつかの核種については最も線量が高くなる決定経路となっている^{8,10)}。このように、耕作地土壤から農作物への経根吸収経路は、原子力施設の環境影響評価上極めて重要な経路である。

経根吸収経路における耕作地から農作物への核種の移行を評価するモデルはいくつか提案されているが¹¹⁾、環境影響評価においては移行係数モデルが一般に用いられている¹²⁾。移行係数モデルは耕作地土壤中核種濃度と農作物(可食部)中核種濃度が比例関係にあるとし、その比例係数を「移行係数」というパラメータで表現するモデルである。よって、移行係数モデルを用いて経根吸収経路による放射性核種の農作物への移行の中長期的な予測を行うためには、耕作地土壤中核種濃度の経時変化について精度良く評価する必要がある。特に中長期的な評価の観点からは、耕作地に沈着した核種の耕作地土壤からの移行、すなわち除去が、耕作地中核種濃度の経時変化に重要な影響を与える。この除去機構としては、耕作地土壤から下層への浸透、灌漑水中に移行した核種の流出、風による再飛散等が考えられ、これらの機構を解明するため、いくつかの中長半減期核種について、室内実験やモニタリングデータの解析の両面から研究が進められている¹³⁾⁻¹⁶⁾。

耕作地土壤からの核種の除去を評価するためのこれまでの研究では、耕作地土壤を一つのコンパートメントと見なし、その中で核種は均一に分布しているとする1成分モデルが一般に用いられている。これに対し、未攪乱土壤表面に沈着した¹³⁷Csからの外部被ばくについては、沈着した¹³⁷Csの地表面からの除去を移行が速い成分と遅い成分の2つの成分に分けて解析する2成分モデルが用いられ¹⁷⁾、実環境における妥当性についても検証されている¹⁸⁾。このことから、耕作によって定期的に攪乱が行われている耕作地土壤からの核種の除去についても、2成分モデルが適用し得る可能性があると考えられる。

本章では、グローバルフォールアウトによって耕作地土壌に沈着した ^{90}Sr の除去に対する1成分モデル及び2成分モデルの適合性について検討するため、特に日本人の食生活において重要な米を生育する水田土壌に着目して解析を行った。具体的には、これまで日本各地において取得された ^{90}Sr のフォールアウトデータ及び水田土壌中 ^{90}Sr 濃度データを用いて、水田土壌中 ^{90}Sr の移行について両モデルを適用した結果を比較検討し、その適合性について検討した¹⁹⁾。また、これらの結果に基づいて、水田土壌中 ^{90}Sr の経時変化に対するモデル不確実性及びパラメータ不確実性の影響について考察した。

4.2 解析データ

本章では、グローバルフォールアウトによる ^{90}Sr 沈着フラックス及び水田土壌中 ^{90}Sr 濃度に関する環境モニタリングデータを用いて解析を行った。 ^{90}Sr 沈着フラックスは、Radioactivity Survey Data in Japan²⁰⁾に報告されているデータを用いた。なお、このデータはいくつかの欠測値が見られるため、欠測値は同じ月の前後の年のデータを線形補間することによって推定した。

本解析で使用した水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は、全国の国公立農業試験場15機関が採取した水田土壌（土壌の表層から10～15cm程度）について、科学技術庁が1960年に定めた公定法²¹⁾（1M-中性酢酸アンモニウム抽出）に基づき、農業環境技術研究所が測定した結果である。すなわち本研究では、土壌中に存在する全 ^{90}Sr 量ではなく、一般に置換態とされる成分を解析対象としている。なお、水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は、単位重量あたりの濃度と単位面積あたりの濃度の2種類が測定されており、本解析では単位面積あたりの濃度を用いた。

評価対象地域はフォールアウトデータ及び水田土壌中 ^{90}Sr 濃度データの両方が揃っている11都道府県とした。解析対象とする都道府県をFig. 4.1に示す。なお、フォールアウトデータが1963年7月から月毎に存在すること、及び水田土壌中 ^{90}Sr 濃度データが1995年度分まで得られていることから、本研究における解析対象期間は1963年から1995年とした。

4.3 解析結果及び考察

4.3.1 1成分モデルによる解析

まず、水田土壌からの核種の除去を評価する際に一般的に用いられる1成分モデルの適用を試みる。1成分モデルでは、水田土壌中 ^{90}Sr 濃度の経時変化は以下の常微分方程式で表される。

$$\frac{dC_s(t)}{dt} = C_f(t) - (\lambda_e + \lambda_p)C_s(t) \quad (4.1)$$

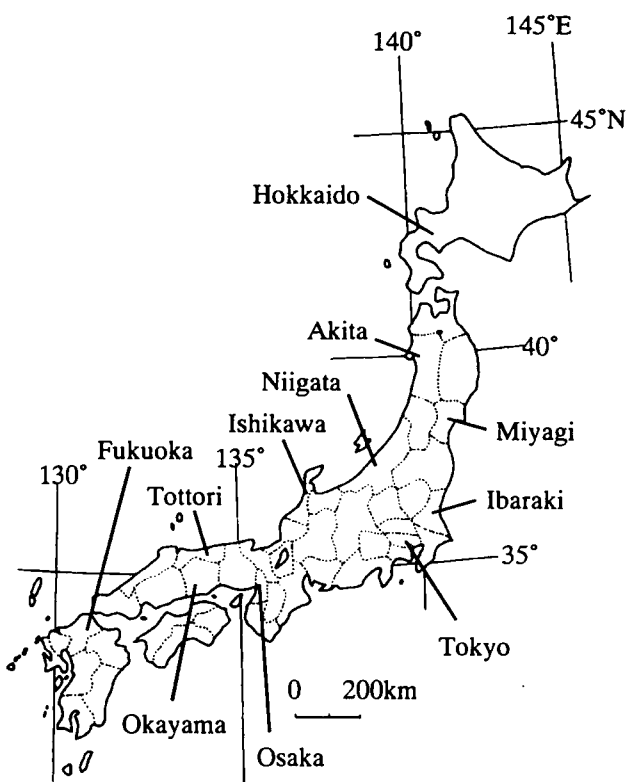


Fig. 4.1 Geographical illustration of 11 regions for the analysis.

ここで、

- $C_s(t)$: 時間 t における水田土壌中 ^{90}Sr 濃度 (Bq/m^2)
 $C_f(t)$: 時間 t における ^{90}Sr 沈着フラックス ($\text{Bq/m}^2/\text{y}$)
 λ_e : 水田土壌からの ^{90}Sr の除去による減衰定数 (y^{-1})
 λ_p : ^{90}Sr の物理的崩壊定数 (y^{-1})

である。なお λ_e は水田土壌からの ^{90}Sr の除去による半減期（以下「環境半減期」と記述する）を用いて、以下の式で表される。

$$\lambda_e = \ln 2 / T_e \quad (4.2)$$

ここで、

- T_e : ^{90}Sr の環境半減期 (y)

である。各評価対象地域におけるフォールアウトデータは1963年7月から存在するため、1963年7月初めの時点における水田土壌中 ^{90}Sr 濃度を C_{init} (Bq/m^2) とする。また、 ^{90}Sr 沈着フラックスは各月内で一定であるとする。この場合、1963年7月を1とする通月 m の終わりの時点における水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は(4.1)式を解くことにより、以下の式で表される。

$$C_s(m) = C_{init} \exp\left\{-\left(\lambda_e + \lambda_p\right) \cdot m \cdot t_m\right\} + \sum_{n=1}^m C_f(n) / \left(\lambda_e + \lambda_p\right) \cdot \left[1 - \exp\left\{-\left(\lambda_e + \lambda_p\right) t_m\right\}\right] \cdot \exp\left\{-\left(\lambda_e + \lambda_p\right) (m - n) t_m\right\} \quad (4.3)$$

ここで、

- $C_s(m)$: 通月 m の終わりの時点における水田土壌中 ^{90}Sr 濃度 (Bq/m^2)
 C_{init} : 1963年7月初めの時点における水田土壌中 ^{90}Sr 濃度 (Bq/m^2)
 t_m : 月と年の換算係数
 (=1/12 (y/month))
 $C_f(n)$: 通月 n における ^{90}Sr 沈着フラックス ($\text{Bq/m}^2/\text{y}$)
 l : 沈着月数 (=1(month))

である。

(4.3)式における未知変数は C_{init} 及び λ_e であるため、(4.2)式及び(4.3)式を用いて、 C_{init} 及び T_e の2変数を未知変数とした回帰分析を行う。ただし、水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は1960年代と1990年代ではオーダーで異なるため、ここでは推定値と実測値のそれぞれの対数値に対して、最小自乗法による解析を行う。なお、簡便のため、実測値との比較に用いる水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は、各年の9月末時点での濃度とする。

各地域毎の回帰分析によって得られた C_{init} 及び T_e の値を Table 4.1 に示す。また、例として秋田県の解析結果を Fig. 4.2 に示す。Fig.

Table 4.1 Results of regression analysis by 1-component model.

Region	Initial concentration (Bq/m^2)	Environmental half-life (y)
Akita	950	9.2
Fukuoka	280	4.8
Hokkaido	540	9.1
Ibaraki	500	6.3
Ishikawa	1470	5.8
Miyagi	260	13.7
Niigata	2720	9.8
Okayama	200	6.8
Osaka	190	5.1
Tokyo	180	4.2
Tottori	920	6.9

4.2に見られるように、1成分モデルによる推定値と実測値は比較的よく一致しているが、Table 4.1に見られるように環境半減期の推定値は地域によって約4年から14年と広い範囲にばらついている。また、Fig. 4.2 では、1970年代前半では推定値が実測値を上回る傾向があるのに対し、1965年前後や1990年代では、実測値が推定値を上回る傾向が見られる。

Fig. 4.2 で見られたばらつきの経時変化の傾向を明確にするため、全地域について、推定値と実測値の対数値の差を求め、経時的にプロットした結果をFig. 4.3 に示す。1965年以前と、1985年以降では実測値の方が高く、その間では推定値の方が高い傾向を示しており、誤差の傾向に時間依存性があることが明らかである。このような傾向は、1成分モデルではどの時点においても水田土壌中 ^{90}Sr の除去速度が同一という仮定を用いているが、 ^{90}Sr の沈着量が多かった初期の頃は1成分モデルで求められた環境半減期よりも除去速度が速いのに対し、 ^{90}Sr の沈着量が少なくなった近年では、1成分モデルで求められた環境半減期よりも除去速度が遅くなっていることによると考えられる。すなわち、水田土壌に沈着した ^{90}Sr は、沈着直後は土

壌からの除去速度が比較的速いのに対し、沈着後ある程度時間を経ると、残った ^{90}Sr の除去速度は沈着直後よりも遅くなる傾向があることが推察される。このような傾向に対して、1成分モデルでは環境半減期を一定として推定するため、解析期間の初期と後期では実測値の方が高く、中期では推定値の方が高い傾向を示したと考えられる。

4.3.2 2成分モデルにおける環境半減期の推定

前節で見られた環境半減期の変化を明らかにするため、本研究では、沈着した核種の移行を、移行の速い成分と遅い成分の2つの成分に分けて評価する2成分モデル¹⁸⁾を適用する。(4.1)式で表される1成分モデルの場合、ある時点で沈着した放射性核種の土壌中濃度の経時変化は以下の式で与えられる。

$$C_s(t) = C_{f0} \exp\left\{-\left(\lambda_e + \lambda_p\right) \cdot t\right\} \quad (4.4)$$

ここで、

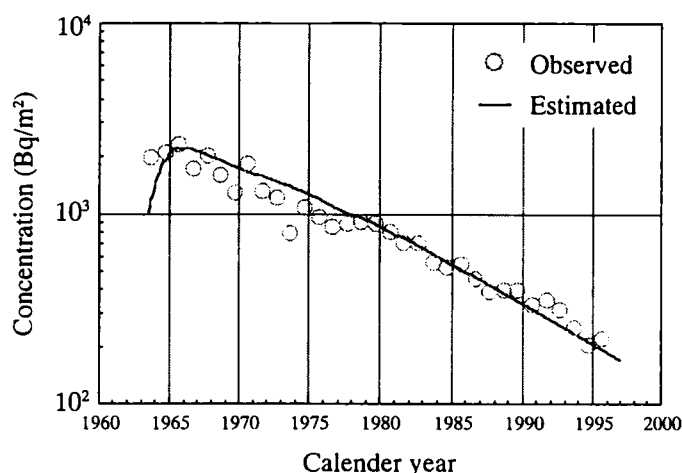


Fig. 4.2 Concentration of ^{90}Sr in paddy-field soil estimated by 1-component model (Akita Prefecture).

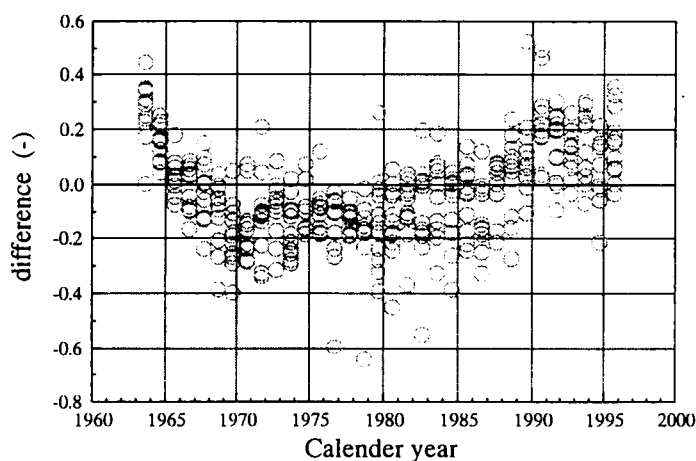


Fig. 4.3 Differences between logarithmic values of estimated and observed concentrations (1-component model).

C_{f0} : $t=0$ における ^{90}Sr 沈着量(Bq/m^2)

である。これに対し2成分モデルでは、ある時点で沈着した放射性核種の土壌中濃度の経時変化を以下の式で与える。

$$C_s(t) = C_{f0} \left\{ p \exp(-\lambda_f \cdot t) + (1-p) \exp(-\lambda_s \cdot t) \right\} \cdot \exp(-\lambda_p \cdot t) \quad (4.5)$$

ここで、

p : 移行が速い成分の割合(-)

λ_f : 移行が速い成分の水田土壌からの減衰定数(y^{-1})

λ_s : 移行が遅い成分の水田土壌からの減衰定数(y^{-1})

である。 λ_f 、 λ_s はそれぞれ環境半減期を用いて以下の式で表される。

$$\lambda_f = \ln 2 / T_f \quad (4.6)$$

$$\lambda_s = \ln 2 / T_s \quad (4.7)$$

ここで、

T_f : 移行が速い成分の環境半減期(y)

T_s : 移行が遅い成分の環境半減期(y)

である。

(4.5)式で表される2成分モデルを用いた場合、1成分モデルと同様に ^{90}Sr 沈着フラックスは月内では一定であるとする、1963年7月を1とする通月 m の終わりにおける水田土壌中 ^{90}Sr 濃度は、(4.3)式を移行が速い成分と移行が遅い成分に分割した以下の式で表される。

$$\begin{aligned} C_s(m) = & C_{ini} \left[p \exp \left\{ -(\lambda_f + \lambda_p) \cdot m \cdot t_m \right\} \right. \\ & \left. + (1-p) \exp \left\{ -(\lambda_s + \lambda_p) \cdot m \cdot t_m \right\} \right] \\ & + \sum_{n=1}^m C_f(n) \left[p / (\lambda_f + \lambda_p) \cdot \left[1 - \exp \left\{ -(\lambda_f + \lambda_p) \cdot l \cdot t_m \right\} \right] \right. \\ & \cdot \exp \left\{ -(\lambda_f + \lambda_p) (m-n) t_m \right\} + \\ & (1-p) / (\lambda_s + \lambda_p) \cdot \left[1 - \exp \left\{ -(\lambda_s + \lambda_p) \cdot l \cdot t_m \right\} \right] \\ & \cdot \exp \left\{ -(\lambda_s + \lambda_p) (m-n) t_m \right\} \left. \right] \end{aligned} \quad (4.8)$$

なお、1963年7月時点において水田土壌中に存在する核種は、それ以前のフォールアウトに起因するため、実際には移行が速い成分の割合は p よりも少ないと考えられる。しかし、1962年から1963年のフォールアウト量は、それ以前のフォールアウト量と比べて十分多いことから、1963年7月時点において水田土壌中に存在する核種は沈着直後の核種の寄与が大きいと考えられるため、ここでは、 C_{ini} についても移行の速い成分の割合は沈着直後と同一と仮定している。

1成分モデルにおける回帰分析では未知変数が2個であったのに対し、2成分モデルでは(4.8)式に見られるように、未知変数が4個となる。このため本解析では、両成分の2つの環境半減期のそれぞれについて各地域における平均的な値を求め、その値をこれらの変数の値とすることにより、既知変数として固定する。そして、各地域における移行性の差異は移行が速い成分の割合 p の差異で表すこととする。この場合、 λ_f 、 λ_s は既知変数となるため、未知変数は、 C_{ini}

及び p の2個となり、モデルの妥当性について1成分モデルと直接比較することが可能となる。

2つの環境半減期の平均的な値を推定するため、移行が速い成分が支配的と考えられる初期のデータと、移行が遅い成分が支配的と考えられる近年のデータについて、それぞれ1成分モデルによる回帰分析を行う。1972年から1974年はフォールアウトデータがなく、補間による推定値を用いていることから、移行が速い成分の環境半減期を求めるデータとしては、1963年から1972年の9年間のデータを用いる。また、移行が遅い成分の環境半減期を求める近年のデータとしては、1986年にチェルノブイル事故があり、 ^{90}Sr のフォールアウト量も若干ながら上昇したことから、1986年のデータの使用を避け、1987年から1995年までの9年間のデータを使用する。

1963年から1972年までの期間及び1987年から1995年までの期間について、1成分モデルによって解析した環境半減期の結果をTable 4.2に示す。1963年から1972年の9年における環境半減期は

新潟を除き2年から5年程度である。この時点においても移行が遅い成分の影響が含まれていると考えられることから、ここでは、比較的小さい値である2年を移行が速い成分の半減期として用いることとする。なお、新潟県のデータはこの期間でのデータのばらつきが他の地域に比して大きいため、信頼し得る環境半減期が得られなかったと考えられる。

また、1987年から1995年までの9年における環境半減期は5年から11年程度にばらついている。ここでは移行の速い成分も存在することを考慮し、平均的な値よりも若干大きな値である10年を用いることとする。なお、北海道のデータは1989年と1990年の間で何らかの原因で不連続に上昇しており、環境半減期を算出することができなかった。

4.3.3 2成分モデルによる解析

2成分モデルから導出された(4.8)式に対して、それぞれの成分の水田土壌からの減衰定数 λ_f 及び λ_s を $T_f=2(\text{y})$ 、 $T_s=10(\text{y})$ から(4.6)式及び(4.7)式によって導かれる値で固定し、 C_{ini} 及び p を未知変数として、1成分モデルの場合と同様に対数値の最小自乗法による回帰分析を行う。解析結果をTable 4.3に示す。回帰分析によって求められた移行が速い成分の割合は0.81~0.98であり、2成分モデルを用いた場合は $90 \pm 9\%$ 程度が移行の速い成分となることが示されている。

また、例として、秋田県及び石川県の解析結果をFig. 4.4に示す。いずれの図でも1成分モデルでは過大評価となっていた1970年代や、過小評価となっていた1990年代で、2成分モデルの方がよい一致が見られている。

このような傾向を明確にするため、1成分モデルと同様に、全地域について、推定値と実測値の対数値の差を求めた結果をFig. 4.5に示す。Fig. 4.3と異なり、時期による傾向の差異が見

Table 4.2 Results of environmental half-life for each term.

Region	Environmental half-life at 1963-1971 (y)	Environmental half-life at 1987-1995 (y)
Akita	5.2	9.2
Fukuoka	2.3	5.2
Hokkaido	5.1	-
Ibaraki	3.2	6.5
Ishikawa	3.0	6.5
Miyagi	3.6	11.7
Niigata	16.1	8.3
Okayama	2.6	6.4
Osaka	2.7	5.0
Tokyo	2.2	11.5
Tottori	2.8	7.4

られず、全期間についてばらつきが平均的である。このことは、1成分モデルに比べ、2成分モデルの方が実測データの経時変化の傾向をよく模擬していることを示唆している。

また、それぞれのモデルで得られる推定値と実測値の対数値についてそれぞれ各地域毎に相関係数を求めた結果を、Table 4.4に示す。新潟、東京では1成分モデルの推定値の相関係数の方が2成分モデルの推定値の相関係数を若干上回っているが、他の9地域では2成分モデルの方が相関係数が高い。このことから、2成分モデルの方が予測モデルとして適していることが示唆される。

4.3.4 各成分の経時変化の推定

本解析で用いた2成分モデルにより、各時点において水田土壤中に存在する置換態⁹⁰Srを、成分別に解析することができる。例として、秋田県における両成分の濃度及び全置換態濃度に対する両成分の比の経時変化をFig. 4.6に示

す。1960年代は移行が速い成分の寄与が大きく、⁹⁰Srの除去速度も速いが、年を経るに従い移行が遅い成分の比率が高まり、現時点では水田土壤中に存在する置換態⁹⁰Srのほとんどが移行が遅い成分であることがわかる。すなわち、現時点において水田土壤中に存在する⁹⁰Srは、最近のフォールアウトの寄与は極めて少なく、過去に沈着した成分が支配的であることが示唆される。

4.4 モデル不確実性とパラメータ不確実性に関する検討

4.4.1 モデル不確実性に関する検討

環境影響評価に使用する評価モデルは、将来における核種移行挙動や被ばく線量を予測するために使用される。しかし、実環境における核種移行挙動は、様々な環境因子の影響を受けるため、評価モデルでは評価の目的に応じて核種移行挙動を模擬する単純化した数式で表現する。よってこの単純化の際に、実現象と評価結果が乖離する「モデル不確実性」が生じる。

前節では水田土壤からの⁹⁰Srの除去機構を模擬する数式として、1成分モデルと2成分モデルの両方を適用し、それぞれのモデルの適合性について検討した。すなわち、実現象を模擬するモデルとして、1成分モデルと2成分モデルの両方を適用し、実現象との差異の傾向や大きさを検討した。その結果、両モデルともFig. 4.4に見られるように実測値と評価値との差異、すなわち「揺らぎ」²²⁾が見られた。その揺らぎの大きさは、Fig. 4.3及びFig. 4.5を比較しても両モデルに明確な差異は見られないが、1成分モデルは揺らぎに経時的な傾向が見られるのに対し、2成分モデルは経時的な傾向が見られないことから、2成分モデルの方が、実現象を模擬するという観点からは適合性がよいと判断した。すなわち、2成分モデルの方が実現象を模擬する上で、相対的にモデル不確実性が小さいと判断した。

Table 4.3 Results of regression analysis by 2-component model.

Region	Initial concentration (Bq/m ²)	Ratio of fast component (-)
Akita	2200	0.88
Fukuoka	780	0.97
Hokkaido	1670	0.89
Ibaraki	1440	0.94
Ishikawa	3510	0.95
Miyagi	940	0.84
Niigata	4800	0.81
Okayama	640	0.94
Osaka	530	0.97
Tokyo	540	0.98
Tottori	1990	0.93

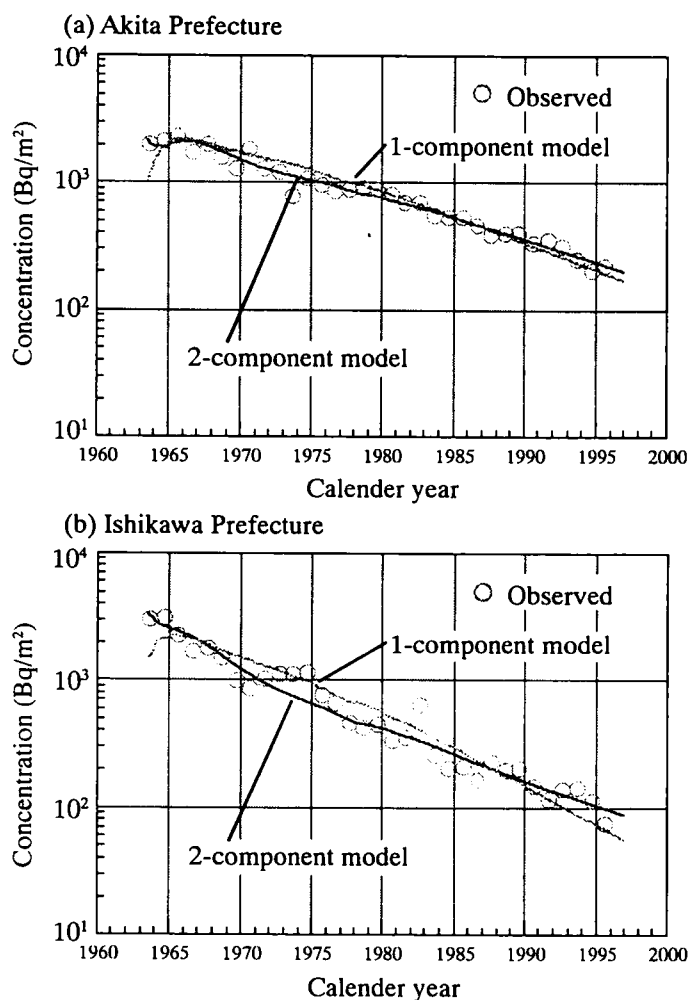


Fig. 4.4 Concentration of ^{90}Sr in paddy-field soil estimated by both models.

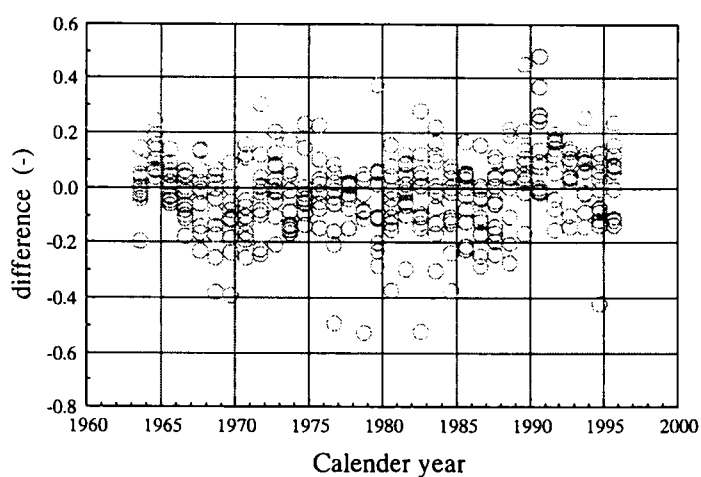


Fig. 4.5 Differences between logarithmic values of estimated and observed concentrations (2-component model).

Table 4.4 Correlation coefficients between estimated and observed concentrations.

Region	Correlation coefficient (1-component model)	Correlation coefficient (2-component model)
Akita	0.969	0.986
Fukuoka	0.837	0.887
Hokkaido	0.833	0.882
Ibaraki	0.926	0.962
Ishikawa	0.959	0.975
Miyagi	0.621	0.692
Niigata	0.970	0.961
Okayama	0.882	0.918
Osaka	0.948	0.965
Tokyo	0.962	0.958
Tottori	0.990	0.994

その際、各地域における ^{90}Sr の移行性の差異を、1成分モデルは環境半減期の差異、2成分モデルでは移行が速い成分の割合の差異で表した (Table 4.1 及び Table 4.3 参照)。11都道府県から得られたこれらのパラメータ値を用いて、水田土壌に ^{90}Sr が短時間の内に単位量 (1Bq/m^2) 付加された場合の水田土壌中 ^{90}Sr 濃度の経時変化を Fig. 4.7 及び Fig. 4.8 にそれぞれ示す。Fig. 4.4 では、両モデルによる評価結果の差異は最大でもファクター2程度であったのに対し、水田土壌 ^{90}Sr 濃度の中将来予測に両モデルを使用した場合の評価結果は大きく異なることが明らかである。例えば ^{90}Sr の付加から100年後の水田土壌中 ^{90}Sr 濃度に着目した場合、同一地域における両モデルによる評価結果の差異は、Fig. 4.7 と Fig. 4.8 を比較すると最大約2桁程度である。また地域によるばらつきは、1成分モデルでは5桁にもわたっているのに対し、2成分モデルでは1桁程度の差異である。このように、特に長期的な評価においては、評価に使用するモデルの差異により、評価結果に大きな差異が生じるだけでなく、パラメータ不確実性の影響の大きさも異なる可能性があるため、モデルの選択には十分留意する必要がある。

4.4.2 パラメータ不確実性に関する検討

本研究では、1成分モデル、2成分モデルともに、評価対象地域の差異をそれぞれ2つのパラメータ値の差異として表現した。これらのパラメータ値の差異は、各地域における気象条件や土質などの影響を受けていると考えられ、このような様々な環境因子の影響による「パラメータ不確実性」が存在する。前項における地域によるパラメータの

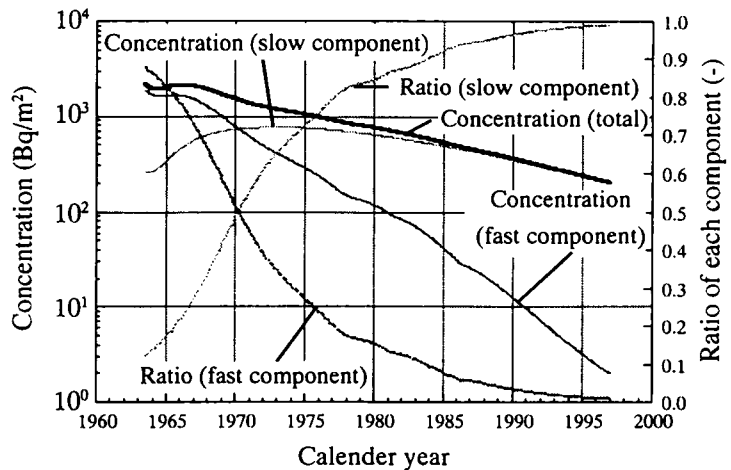


Fig. 4.6 Estimated concentration of ^{90}Sr in paddy-field soil and ratio of each component (Akita prefecture).

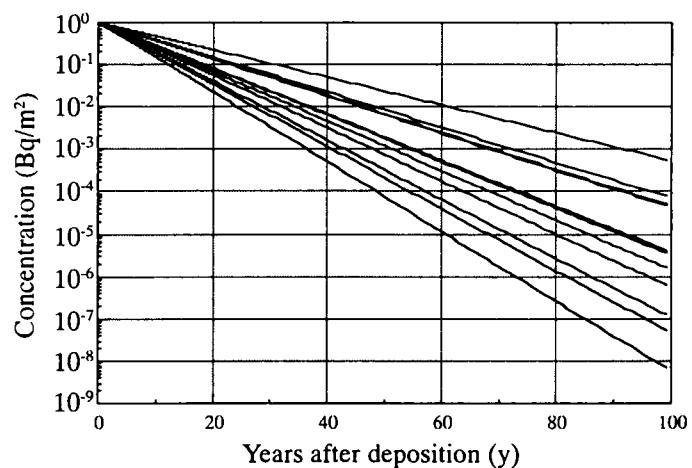


Fig. 4.7 Estimated concentration of ^{90}Sr after deposition (1-component model).

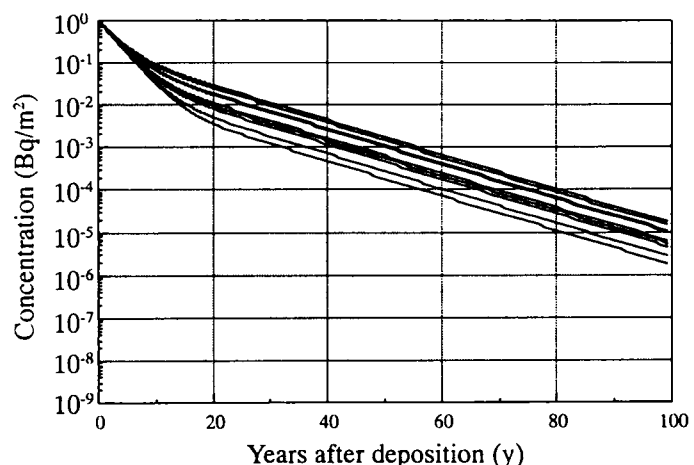


Fig. 4.8 Estimated concentration of ^{90}Sr after deposition (2-component model).

差異はこのような環境因子によるパラメータ不確実性を表していると考えられる。なお、2成分モデルでは移行が速い成分及び移行が遅い成分の環境半減期に対してそれぞれ一つの値を使用しているが、Table 4.2に見られるように、実際にはこれらのパラメータ値も様々な環境因子によって変動するため、パラメータ不確実性が存在すると考えられ、。このような、2成分モデルにおける環境半減期のパラメータ不確実性を考慮した場合、評価結果の変動は、Fig 4.8において見られる差異よりも大きくなることが推定される。

本章では、1成分モデルについては環境半減期を、2成分モデルでは移行が速い成分の割合を地域ごとに最小自乗法によって求めたが、パラメータ値を求める方法として、当該パラメータを記述する評価モデル（以下「サブモデル」と記述する）を構築し、適切なパラメータ値を与えることによって求める方法もある。例えば、耕作地土壌をひとつのコンパートメントと見なし、耕作地土壌中の核種濃度の変化率は1成分モデルである(4.1)式で表す場合、水田土壌からの⁹⁰Srの除去による減衰定数 λ_e は、一般に以下のサブモデルを用いて表すことができる^{10),23)}。

$$\lambda_e = \frac{I}{D\{\varepsilon\theta + (1 - \varepsilon)\rho Kd\}} \quad (4.9)$$

ここで、

- I : 浸透水量(m/y)
- D : 実効耕作深さ(m)
- ε : 耕作地土壌空隙率(-)
- θ : 耕作地土壌含水率(-)
- ρ : 耕作地土壌真密度(kg/m³)
- Kd : ストロンチウムの分配係数 (m³/kg)

である。このサブモデルに用いられているパラメータは評価対象地域の環境因子に関するパラメータであり、前節で求めた地域による減衰定数、すなわち環境半減期の差異は、(4.9)式に用いられているパラメータ値の差異として表すことができる。

このサブモデルは、水田土壌に関して以下の仮定が成り立つ理想的な系であることを前提とした理論式である。

- ①コンパートメント内が常に均一である
- ②土壌固相－土壌溶液間で常に分配平衡が成り立っている
- ③⁹⁰Srの水田土壌からの除去は浸透水による深部土壌への移行のみである
- ④パラメータ値は経時変化しない

ここで、(4.9)式に使用されているパラメータについて代表的とされる値及び確率密度関数を使用して、 λ_e を算出することを試みる。主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの算出に用いられたこれらのパラメータの代表的な値及び確率密度関数を Table 4.5 に示す¹⁰⁾。評価対象が水田土壌であることから、水分飽和度は1.0と固定されているが、その他のパラメータ値はそれぞれ決定論的な値、すなわちクリアランスレベルの設定に用いられた代表値とともに、それぞれの確率密度関数が設定されている。これらの代表値及び確率密度関数は、分配係数以外は日本におけるいくつかの文献に基づいており、分配係数はIAEA Technical Report Series No. 364²⁴⁾に基づいて設定されている。Latin Hypercube sampling 法²⁵⁾によってこれらのパラメータを1000セットサンプリングし、それぞれのパラメータセットについて(4.9)式を用いて求められた λ_e から、(4.2)式によって環境半減期を算出する。これらの環境半減期の累積分布関数

Table 4.5 Deterministic values and PDFs of parameters used in eq. (4.9).

Parameter	Unit	Deterministic value	Minimum value	Maximum value	Distribution type
Infiltration rate into paddy-field soil	m/y	0.4	0.1	1.0	Lognormal
Depth of cultivation	m	0.15	0.05	0.25	Uniform
Porosity of paddy-field soil	-	0.30	0.15	0.30	Normal
Water contents	-	1.0	-	-	-
Real density of paddy-field soil	kg/m ³	2.60×10^3	2.60×10^3	2.76×10^3	Normal
Distributu coefficient of ⁹⁰ Sr in paddy-field soil	m ³ /kg	1.5×10^{-1}	4.1×10^{-3}	5.4×10^0	Lognormal

(Cumulative Distribution Function; CDF)

及び決定論的解析における環境半減期を、前節で実測データから求めた1成分モデルにおける環境半減期 (Table 4.1参照) の CDF とともに Fig. 4.9 に示す。サブモデルから求められた環境半減期の CDF は、実測データから求められた環境半減期の CDF に比べ明らかに大きな値を示している。これは、2成分モデルにおける移行が遅い成分の環境半減期 (10 年) と比較しても大きな値である。

また、変動幅も 90% 信頼区間で約 2 桁にわたっており、極めて幅広い分布となっている。

この差異が生じた原因は、(4.9) 式で示したサブモデルのモデル不確実性と、サブモデルに用いられているパラメータの不確実性の両方が考えられる。以下にそれぞれの不確実性について考察する。

(1) サブモデルのモデル不確実性

(4.9) 式は理想的な系であることを前提とした理論式であるため、現実の環境条件における核種移行挙動は理論式と異なることが考えられる。例えば条件①の「コンパートメント内が常に均一である」は、実環境においては耕作地土壌であるため定期的に耕耘によって攪拌されているが、当然ある程度不均質であることが想定される。この不均質性に起因して核種の移行性も不均質となり、土壌層内に核種移行の非常に速い経路、すなわちバイパスができることにより、全体として環境半減期が短くなることが考えられる。条件②の「土壌固相－液相間で常に分配平衡が成り立っている」は、実際には年 1 回程度の耕耘であり、常に分配平衡が成り立つような状況にはなく、固相の多くは核種の遅延機構に寄与していない可能性が考えられる。すなわちサブモデルにおいて K_d で表されている土壌固相による遅延効果が十分ではないことが考えられる。条件③の「⁹⁰Sr の水田土壌からの除去は浸透水による深部土壌への移行のみである」については、実際には沈着直後や、耕耘に伴う地表面からの核種の再飛散、水田表水の落水等に伴う核種の表面流出等、土壌層深部への移行以外にも耕作地土壌からの核種の流出機構が考えられ、⁹⁰Sr の除去速度がサブモデルの値より速くなることが考えられる。また、条件④の「バ

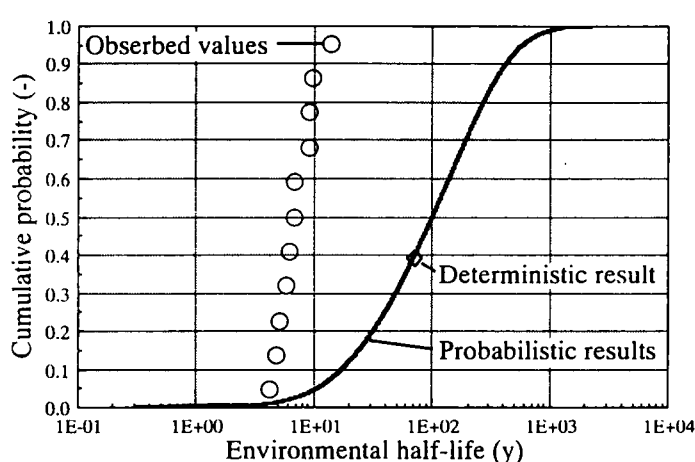


Fig. 4.9 CDFs of environmental half-lives.

ラメータ値は経時変化しない」では、例えば浸透水量は年平均の値を使用して一定としているが、実環境では水田の水管理に伴って浸透水量は変動しており、そのような変動もサブモデルのモデル不確実性として存在する。このように、パラメータ値を算出するためのサブモデルとして使用した数式と、実現象との差異として様々なモデル不確実性が存在し、本ケースではその不確実性を総合すると環境半減期が大きくなる結果をもたらしたと考えられる。なお、クリアランスレベルの設定において、環境半減期が大きく評価されることは、耕作地土壌からの核種の除去係数が小さく評価されることであり、土壌中核種濃度は大きく評価される。これに伴って、経根吸収に起因する農作物中核種濃度や、経口摂取による内部被ばく線量が大きくなるため、評価結果は保守的になっていると考えられる。

(2) サブモデルのパラメータ不確実性

パラメータの不確実性は、パラメータ値の分布または変動に基づく不確実性と、知識が不十分であることによる不確実性に大別される^{26),27)}。本解析では、地域による環境条件の差による変動に加え、当該パラメータに関する知見の不足があることから、各パラメータの確率密度関数には両者の不確実性が混合していると考えられる。Table 4.5に示されたパラメータの代表値あるいは確率密度関数の多くは、過去に測定、調査された結果の文献値に基づいているが、解析対象である水田環境に限ったデータに基づいていない。例えばここで用いられている⁹⁰Srの分配係数値は、IAEA Technical Report Series No. 364²⁴⁾に記載された有機土壌に対する期待値及び分布幅であり、水田土壌に限定された値ではない。また、浸透水量は河川の湧水流量から類推した値であり、水田土壌における浸透水量を直接評価した結果ではない。分布型の設定では、例えば分配係数の分布型は対数正規分布に近い分布型であることが報告^{23),28)}されている。これに対して、実効耕作深さの分布型は、統計的なデータは得られず、専門家の判断によって設定した¹⁰⁾。第7章で述べるように、文献等によって確率密度関数の設定ができないパラメータや、評価対象となる集団を想定する段階で設定されるパラメータについては、専門家の判断によって確率密度関数を設定する必要がある、その設定段階における不確実性が存在する。

このように、パラメータの代表値だけでなく、確率密度関数についても、その設定に対して代表値の設定と同一の不確実性を含んでいる場合がある。この結果、パラメータ値の確率密度関数を用いたパラメータ不確実性解析（確率論的解析）によって得られた結果も、決定論的解析と同様の不確実性を含むことは避けられない。しかしながら、このような不確実性について認識、把握した上で、パラメータ不確実性解析を実施することは、パラメータの重要度に関する解析や決定論的解析結果の妥当性を確認する手法として有効であると考えられる¹⁰⁾。

4.5 第4章の結論

本章では、グローバルフォールアウトによって耕作地土壌に沈着した⁹⁰Srの移行に対する1成分モデル及び2成分モデルの適合性について検討するため、これまで日本各地において取得された⁹⁰Srのフォールアウトデータ及び水田土壌中⁹⁰Sr濃度データを用いて、その適合性について検討した。また、これらの結果に基づいて、水田土壌中⁹⁰Srの経時変化に対するモデル不確実性及びパラメータ不確実性の影響について考察した。本章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ① 水田土壌に沈着した⁹⁰Srの水田土壌からの移行を評価するモデルとして、沈着した⁹⁰Srを移行が速い成分と移行が遅い成分に分けて評価する2成分モデルが適している。
- ② 2成分モデルにおけるパラメータは、移行が速い成分の環境半減期は2年程度、移行が遅い

成分の環境半減期は10年程度とし、移行が速い成分の割合を約90%程度とすることにより、モニタリングデータをよく模擬し得る。

③水田土壌中 ^{90}Sr 濃度の中長期的な評価結果は1成分モデルと2成分モデルでは大きく異なる場合がある。またパラメータ不確実性の影響もモデルによって異なる。

④本研究によって得られた1成分モデルの環境半減期を主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの算出において用いられた値と比較すると、クリアランスレベルの算出においては環境半減期を過大評価し、結果として被ばく線量を過大評価している。

大気－土壌－植物系における核種移行は、原子力施設の中長期的な環境影響を評価する上で極めて重要な経路である。このため、耕作地土壌からの核種の除去、あるいは耕作地土壌から農作物への移行について、モデル不確実性やパラメータ不確実性を定量化し、低減することは、環境影響評価の信頼性を確保する上で極めて重要である。本章における研究は、耕作地は水田土壌、核種は ^{90}Sr に限定されているが、小麦等他の農作物に関する研究、あるいは ^{137}Cs 等他の核種に関する研究等により、より普遍的な核種移行挙動に関する研究を進める必要がある。また、このような実環境における環境データを用いた解析的研究と、大気－土壌－植物系における核種移行に関する実験的研究の両方が相互に補完しあうことが必要である。

第4章の参考文献

- 1) 森澤眞輔, 田崎芳郎, 白井真, 井上頼輝; フォールアウト ^{90}Sr の米の生産・流通・消費過程における動態と人骨中への蓄積との関連 システムダイナミクスによる予備的検討, 日本原子力学会誌, **27**, 643-657 (1985).
- 2) 森澤眞輔, 野村武司, 井上頼輝; フォールアウト Cs-137 の水田環境内動態と米への蓄積 ファジィ・システムモデルによる評価の試み, 日本原子力学会誌, **32**, 302-315 (1990).
- 3) 米田稔, 森澤眞輔, 佐々木智彦, 井上頼輝; フォールアウト Cs-137 の水田環境内動態と米への蓄積 条件付きシミュレーション法を適用した評価, 日本原子力学会誌, **35**, 649-661 (1993).
- 4) 駒村美佐子, 津村昭人, 市橋秀樹, 結田康一, 山崎慎一; 水田土壌から白米への移行係数, クロスオーバー研究シンポジウム 汚染物質の環境挙動予測に関する局地規模詳細モデルならびにその移行パラメータに関する研究, 原子力基盤技術総合的研究推進委員会, 放射線リスク評価・低減化研究交流委員会 (1995).
- 5) T. TAKAHASHI, S. MORISAWA and Y. INOUE : Statistical Analysis of Fallout Radionuclides Transfer to Paddy-Field Rice, International Conference on Deep Geological Disposal of Radioactive Waste (1996).
- 6) 駒村美佐子, 結田康一, 小山雄生; 小麦及び土壌中の放射能調査, 第29回環境放射能調査研究成果論文抄録集(1987).
- 7) T. HOMMA, O. TOGAWA and T. TAKAHASHI; Comparison of Model Predictions for Grain Contamination with Measured Data, Symposium and Workshop on the Validity of Environmental Transfer Models (1990).
- 8) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会; 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分 of 安全規制に関する基準値について (中間報告), 原子力安全委員会(1986).
- 9) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会; 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の

- 安全規制に関する基準値について（第2次中間報告），原子力安全委員会（1992）。
- 10)原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会；主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて，原子力安全委員会（1999）。
 - 11)内田滋夫，大桃洋一郎，鎌田博，佐伯誠道；土壌から農作物への放射性核種の移行に関する計算モデル，日本原子力学会誌，**26**，935-941（1984）。
 - 12) 原子力環境整備センター編；環境パラメータ・シリーズ1 土壌から農作物への放射性物質の移行係数，RWMC-88-P-11（1988）。
 - 13)津村昭人，駒村美佐子，小林宏信；土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究，農業技術研究所報告 B36，57-113（1984）。
 - 14)小林宏信，駒村美佐子，津村昭人；農業環境における人工放射性核種の挙動に関する解析的研究，農業技術研究所報告 B36，115-170（1984）。
 - 15)駒村美佐子，津村昭人，小平潔；日本の水田における作土中の ^{137}Cs の滞留半減時間，RADIOISOTOPES，**48**，635-644（1999）。
 - 16)山本政義，上野馨，天野光；環境中超ウラン元素の分析法と水田土壌中の超ウラン元素移行挙動（委託研究），JAERI-Review 95-024（1996）。
 - 17)H. L. GALE, D. L. O. HUMPHREYS and E. M. R. FISHER; Weathering of caesium-137 in soil, Nature, **4916**, 257-261（1964）。
 - 18)高橋知之，本間俊充；チェルノブイル原子力発電所近傍の表層土壌中 ^{137}Cs 濃度に関するモニタリングデータを用いた外部被ばく線量評価モデルの妥当性の検証，保健物理，**34**，365-374（1999）。
 - 19)高橋知之，駒村美佐子，内田滋夫；水田土壌中 ^{90}Sr の移行に対する2成分モデルの適用，保健物理，**35**，359-364（2000）。
 - 20)National Institute of Radiological Science; Radioactivity Survey Data in Japan, No.1-No.116（1963-1998）。
 - 21)科学技術庁；放射性ストロンチウム分析法（1960）。
 - 22)日本リスク研究学会編；リスク学事典，p.244, TBSブリタニカ（2000）。
 - 23)内田滋夫，保田浩志，馬原保典，佐々木規行，高橋知之，木村英雄，松鶴秀夫；分配係数の測定法及び利用法，JAERI-Review 95-009（1995）。
 - 24) International Atomic Energy Agency; Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical reports series No.364, IAEA（1994）。
 - 25) R. L. IMAN and M. J. SHORTENCARIER; A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, NUREG/CR-3624（1984）。
 - 26)International Atomic Energy Agency; Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models, IAEA Safety Series No. 100（1989）。
 - 27)日本リスク研究学会編；前掲書，p. 234, TBSブリタニカ（2000）。
 - 28)H. YASUDA, S. UCHIDA, Y. MURAMATSU and S. YOSHIDA; Sorption of Manganese, Cobalt, Zinc, Strontium and Cesium onto Agricultural Soils -Statistical Analysis on Effects of Soil Properties-, Water Air Soil Pollut., **83**, 85-96（1995）。

第5章 陸域生態圏における被ばく線量評価のための 汎用動的コンパートメントモデル解析コードの開発とその適用

5.1 概説

第2章から第4章では、個々の核種移行素過程あるいは線量評価に使用されるモデルのモデル不確実性やパラメータ不確実性について検討した。しかし、放射性核種が原子力施設から放出され、人体への被ばくをもたらすまでには、複数の異なった核種移行素過程が関与する。すなわち、原子力施設の環境安全評価において評価結果の不確実性について検討するためには、これらの個々の移行素過程におけるモデルやパラメータの不確実性を総合的に評価しなければならない。そのためには、放射性核種の放出から公衆の被ばくに至る一連の移行素過程を全て包含し、不確実性を考慮した解析を行うための評価コードが必要とされる。このような評価を目的として、特に陸域生態圏における核種移行及び被ばく線量評価を行うための評価コードGACOM (Generic Analysis code for dynamic COmpartment Model) を開発した^{1),2)}。

原子力施設に起因する環境影響を評価するためには、評価対象施設から放出された放射性核種の環境中における挙動を把握する必要がある。原子力発電所の平常運転時のように、環境中への核種の放出率を一定とみなすことができ、かつ放出が長期にわたる場合は、環境媒体中の核種濃度が定常状態にあると仮定して評価解析を行うことが可能である。しかしながら、原子力施設の事故時及び放射性廃棄物処分施設からの核種の漏洩に起因する環境影響を評価する場合は、環境中への核種の放出が短期的、あるいは放出率が経時変化するため、環境媒体中の核種濃度が非定常である場合を評価しなければならない。そのためには、環境中における核種の挙動を動的に把握する必要がある。

環境中における核種の挙動を支配する機構は物理的、化学的あるいは生物的に極めて多岐にわたるため、それらの機構の全てをモデルに包含することは困難である。このため、陸域生態圏における核種移行を評価する際には、評価対象となる環境領域をいくつかのコンパートメントの集合体として表現し、コンパートメント内では核種濃度が一定であるとして解析を行うコンパートメントモデルが多く用いられる。このモデルでは、コンパートメント内の核種量の経時変化が連立常微分方程式で記述される。非定常状態の解析においては、この連立常微分方程式に初期値を与えて動的に解くことにより、環境媒体や農畜産物中放射性核種濃度、被ばく線量等を時間の関数として評価することができる。GACOMは、このような動的コンパートメントモデルについて、パラメータにそれぞれ一つの値を与える決定論的解析に加えて、パラメータにそれぞれ確率密度関数を与える確率論的解析、すなわちパラメータ不確実性解析を実行することができる。

GACOMでは、動的コンパートメントモデルを記述する連立常微分方程式を、フェールベルグ公式と呼ばれる6段5次のルンゲ＝クッタ公式を用いて解析する³⁾。この公式は4段4次の古典的ルンゲ＝クッタ公式より次数が高いため、より高い精度が期待される他、解に要求される精度に対応して自動的に時間刻み幅を調整できる利点を備えている。

陸域生態圏における解析対象は極めて多岐にわたるため、本コードは広範な解析対象系に適応し得るための機能を備えている。本コードの主な特徴として以下の点があげられる。

- ・コンパートメントの数や核種移行経路等の設定をコード使用者が行うため、様々な解析対象に対応できる。

- ・陸域生態圏における核種移行及び線量評価に一般的に用いられる様々な数式を備えており、入力データの作成が容易である。
 - ・解析対象に合わせ、解析を行う時間や核種の単位を任意に設定できる。
- 本章では、GACOMの概要を示すとともに、放射性核種の生態圏中移行モデルの検証に関する国際共同研究フェーズII^{4),5)} (BIOMOVs II) におけるウラン鉱滓シナリオにGACOMを適用して解析を行った結果を示す⁶⁾⁻⁸⁾。

5.2 GACOMの概要

5.2.1 コードの構造

動的コンパートメントモデルの概念図をFig. 5.1に示す。GACOMで使用している動的コンパートメントモデルは以下の連立常微分方程式で表される。

$$\frac{dY_{m,i}}{dt} = -\left(\sum_{l=m} k_{m \rightarrow l,i} + \lambda_{m,i} + \lambda_i\right)Y_{m,i} + \sum_{l=m} k_{l \rightarrow m,i}Y_{l,i} + \sum_{j=1}^n p_{j \rightarrow i}\lambda_j Y_{m,j} + q_{m,i} \quad (5.1)$$

ここで、

- $Y_{m,i}$ 、 $Y_{m,j}$: コンパートメント m 内の核種 i 、 j の存在量 (atom)
- $Y_{l,i}$: コンパートメント l 内の核種 i の存在量 (atom)
- $k_{m \rightarrow l,i}$: コンパートメント m から l への核種 i の移行係数 (y^{-1})
- $k_{l \rightarrow m,i}$: コンパートメント l から m への核種 i の移行係数 (y^{-1})
- $\lambda_{m,i}$: コンパートメント m からの核種 i の除去係数 (y^{-1})
- λ_i 、 λ_j : 核種 i 、 j の物理的崩壊定数 (y^{-1})
- n : 核種 i の親核種数
- $p_{j \rightarrow i}$: 核種 j の崩壊の際の核種 i への分岐比 (-)
- $q_{m,i}$: コンパートメント m への核種 i の流入係数 (atom/y)

である。

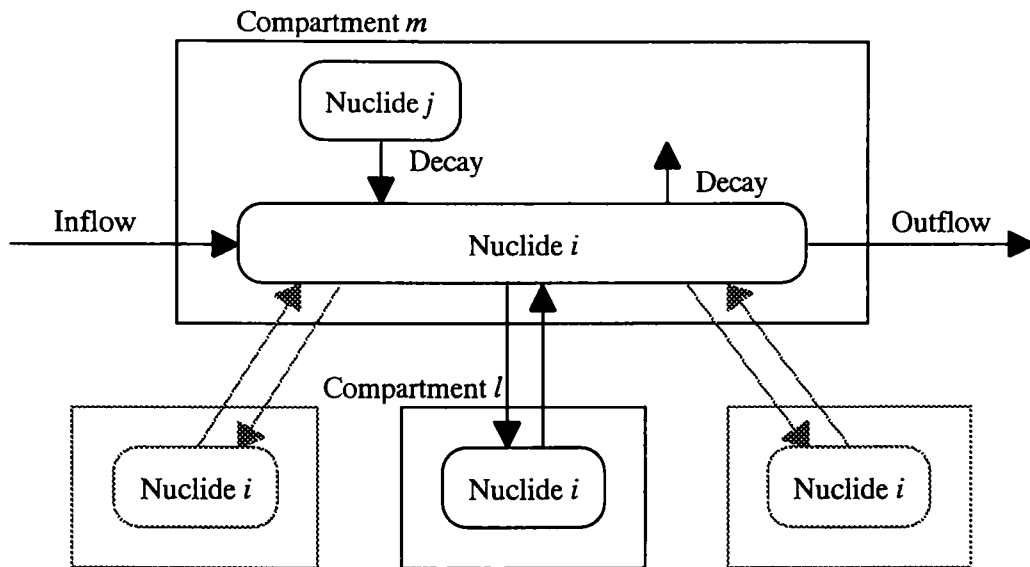


Fig. 5.1 Schematic illustration of dynamic compartment model.

この数式に用いられているパラメータの内、核種の物理的崩壊に関する定数を除くパラメータ、すなわち、

- ・コンパートメントへの核種流入係数 : $q_{m,i}$
- ・コンパートメントからの核種除去係数 : $\lambda_{m,i}$
- ・コンパートメント間の核種移行係数 : $k_{m \rightarrow l,i}$ 、 $k_{l \rightarrow m,i}$

は、評価対象系をモデル化し、そのモデルに使用されるパラメータ値を設定することにより定義される。

これらのパラメータの値は、その移行に関与するメカニズムを記述するサブモデル及びそのサブモデルに用いられる変数によって決定される場合が多い。例えば、湖沼水及び湖沼底泥をそれぞれ1つのコンパートメントとし、湖沼水中に存在する核種の湖沼底泥への移行を定義する場合、その移行のメカニズムは核種が吸着した湖沼水中懸濁物質の沈降、底泥内への拡散等が考えられる。このため、湖沼水コンパートメントから湖沼底泥コンパートメントへの核種移行係数は、これらの移行過程をモデル化することによって数式として表し、その数式に用いられる変数値を与えることによって得られる。すなわち、例えば懸濁物質の沈降に伴う、湖沼水中放射性核種の湖沼底泥への移行係数は以下の式で表される⁹⁾。

$$\lambda_p = \frac{v_p C_p Kd_p}{H(1 + C_p Kd_p)} \quad (5.2)$$

ここで、

- λ_p : 懸濁物質の沈降に伴う湖沼水から底泥への核種移行係数(y⁻¹)
- v_p : 懸濁物質沈降速度(m/y)
- C_p : 湖沼水中懸濁物質濃度(kg/m³)
- Kd_p : 懸濁物質に対する評価対象核種の分配係数(m³/kg)
- H : 湖沼の平均水深(m)

である。これらの数式には、懸濁物質沈降速度 v_p のように、その値が元素に依存しない変数や、懸濁物質に対する分配係数 Kd_p のように元素に依存する変数が用いられる。また、放射性廃棄物処分施設からの核種の漏洩による井戸水中核種濃度のように、その値が経時変化する変数が解析に用いられる場合もある。GACOMでは、パラメータ値を与えるこのような数式を、後述する数式集あるいはコード使用者が別途作成した数式より選択し、その数式に用いられる変数の値を定義することによって設定する。

また、(5.1)式ではコンパートメント内の核種存在量が原子数(atom数)の単位で計算されるが、環境影響を評価する際に一般に必要とされる出力値は、Bq単位で表される環境媒体中あるいは農畜産物中核種濃度、放射性核種を摂取することによる内部被ばく線量等、コンパートメント内核種存在量に係数を乗じて得られる値である場合が多い。このようなコンパートメント内の核種存在量から必要とする出力値を算出するために乗じる係数(以下「出力値変換係数」と記述する)についても、連立常微分方程式を構成するパラメータ値と同様に、核種の挙動に関するモデルを用いて与えられる場合が多い。このため、出力値換算係数についてもパラメータ値と同様の方法で係数値を設定する。

5.2.2 数式集

本コードでは、陸域生態圏における核種移行及び被ばく線量の評価において使用される数式

を、15グループに分類して数式集として備えている。このグループの一覧をTable 5.1に示す。各グループにはそれぞれいくつかの数式が備えられており、コードの使用者は、コードの入力ファイルを作成する際に、以下の手順によってパラメータ値あるいは出力値変換係数を定義する。

- ①設定するパラメータあるいは出力値変換係数を選択する。
- ②当該パラメータあるいは出力値変換係数を記述する数式を数式集から選択する。
- ③選択した数式に用いられている変数値を入力する。

グループ番号1～グループ番号5は、ある特定の核種移行経路に限定されず、一般的に用いられると考えられる数式である。これに対しグループ番号6～グループ番号15は、核種移行経路あるいは被ばく経路に固有のモデルに基づく数式であり、各経路毎に分類されている。各グループに分類された数式の概要を以下に示す。

(1)一般的な数式（グループ番号1～グループ番号5）

グループ番号1～グループ番号5は、数式に用いられている定数の種類によって分類された一般的な数式である。例えば灌漑水中核種の耕作地土壌への流入係数は、灌漑水の供給量が一般に単位面積、単位期間あたりの灌漑水量（ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{y}$ ）で与えられるため、灌漑水中核種濃度と灌漑水量及びコンパートメントの面積（耕作地の面積）の積で表される。すなわち、グループ番号5の「コンパートメントの面積」を含む式の中の数式を用いて記述することができる。

(2)核種移行モデル（グループ番号6～グループ番号8）

グループ番号6～グループ番号8は、陸域生態圏における主要な核種移行経路である表層土壌における核種の浸透、湖沼と湖沼底泥間の核種移行、大気中へ放出された核種の沈着につい

Table 5.1 Classification of equations.

No.	Contents of equations
1	Generic equations
2	Equations including the file input values
3	Equations including the volumes of compartments
4	Equations including the weights of compartments
5	Equations including the areas of compartments
6	Equations on vertical migration between surface soil layers
7	Equations on lake system
8	Equations on atmospheric release
9	Equations for output of inventories or concentrations in the compartments
10	Equations for output of internal doses by ingestion of drinking water
11	Equations for output of internal doses by ingestion of crops
12	Equations for output of internal doses by ingestion of animal products
13	Equations for output of internal doses by ingestion of aquatic products
14	Equations for output of internal doses by inhalation
15	Equations for output of external doses

て、核種移行を記述する数式を備えている。

・浸透による表層土壤中核種移行（グループ番号6）⁹⁾

着目する土壤層を1つのコンパートメントとみなし、降雨や灌漑水の浸透によって土壤層中の核種が下層へ移行する経路を評価する数式を備えている。

・湖沼系における核種移行（グループ番号7）⁹⁾

湖沼水と湖沼底泥間における核種の移行について、核種が吸着した湖沼水中懸濁物質の沈降、及び湖沼水と湖沼底泥間による核種の拡散による核種移行を評価する式を備えている。

・大気放出核種の沈着（グループ番号8）¹⁰⁾

長期間にわたる大気中への核種の定常放出において、表層土壤をコンパートメントとした場合のコンパートメントへの核種フラックスを評価する数式を備えている。大気拡散モデルはガウスプルームモデルを使用している。地表面上における核種濃度をガウスプルームモデルによって算出し、核種沈降速度及び表層土壤コンパートメントの面積を乗じることによって、表層土壤に対する核種フラックスを算出する。

(3)被ばく線量評価（グループ番号9～グループ番号15）¹¹⁾

環境媒体中核種量や核種濃度、これらの環境媒体に起因する被ばく線量を算出する際に用いられる数式は、以下のように分類されている。

- ・核種存在量あるいは核種濃度の出力（グループ番号9）
- ・飲料水摂取による内部被ばく（グループ番号10）
- ・農作物摂取による内部被ばく（グループ番号11）
- ・畜産物摂取による内部被ばく（グループ番号12）
- ・水産物摂取による内部被ばく（グループ番号13）
- ・空气中核種の吸入摂取による内部被ばく（グループ番号14）
- ・表層土壤中核種からの放射線による外部被ばく（グループ番号15）

被ばく線量の評価は、線量評価に必要な数式を数式集より選択するとともに、被ばく経路に対応する線量係数を選択することによって行う。また、それぞれの経路における摂取物中核種濃度（Bq/kg）あるいは空气中核種濃度（Bq/m³）、核種の年間摂取量（Bq/y）を出力することも可能である。

・核種存在量あるいは核種濃度の出力（グループ番号9）

計算結果に係数を乗じない場合は、コンパートメント内の核種存在量が出力される。また、コンパートメントの体積、重量あるいは面積で除する数式を選択することにより、体積、重量あるいは面積あたりのコンパートメント内核種濃度が出力される。

・飲料水摂取による被ばく線量評価（グループ番号10）

井戸水、河川水、湖沼水等中の核種濃度から、飲料水摂取による内部被ばく線量を算出する数式が備えられている。

・農作物摂取による被ばく線量評価（グループ番号11）

耕作地土壌からの経根吸収経路、灌漑水中に存在する核種の直接沈着経路、及び大気中に存在する核種の乾性沈着経路による農作物中核種濃度を算出する式を備えている。耕作地土壌からの経根吸収経路の評価は移行係数法を用いる。農作物中核種濃度は、これらの経路から考慮する核種移行経路について算出された核種濃度を合計することによって得られる。なお、耕作地土壌の再浮遊に起因して空气中に存在する核種の乾性沈着を評価する場合は、空气中核種濃度を算定する式として、マスローディング法及び再浮遊係数法のいずれかを使用することがで

きる。算出された農作物中核種濃度から、農作物摂取による核種の年間摂取量あるいは被ばく線量が算出される。

・畜産物摂取による被ばく線量評価（グループ番号12）

飼料や飼育水中に含まれる核種を摂取することによる畜産物中核種濃度を、移行係数法を用いて算出する数式を備えている。なお、飼料中核種濃度は農作物中核種濃度と同様の方法によって与えることができる。一つの畜産物に対する核種移行経路が複数存在する場合の畜産物中核種濃度あるいは被ばく線量は、各経路毎に算出された核種濃度あるいは被ばく線量を合計することにより得られる。算出された畜産物中核種濃度から畜産物摂取による核種の年間摂取量あるいは被ばく線量が算出される。

・水産物摂取による被ばく線量評価（グループ番号13）

水産物中核種濃度を水産物生息水中核種濃度から濃縮係数法によって算出する数式を備えている。算出された水産物中核種濃度から水産物摂取による核種の年間摂取量あるいは被ばく線量が算出される。

・吸入による被ばく線量評価（グループ番号14）

空气中核種の吸入摂取による被ばく線量を算出する数式を備えている。汚染された土壌からの再浮遊物質の吸入摂取による被ばく線量を評価する場合は、空气中核種濃度の算出に対してマスローディング法及び再浮遊係数法のいずれかを使用することができる。また、空气中核種からの放射線による外部被ばく線量も、本グループの数式を用いることにより評価することができる。

・表層土壌からの外部被ばく線量評価（グループ番号15）

表層土壌に存在する核種からの外部被ばく線量を算出する数式を備えている。外部被ばく線量係数は重量濃度、体積濃度あるいは面積濃度当たりの線量係数のいずれを用いることも可能である。

(4)ユーザによる数式の設定

コンパートメントモデルを適用し得る解析対象は極めて多岐にわたるため、解析に必要な数式が数式集に存在しない場合も考えられる。この場合、コード使用者はプログラム内のサブルーチンに書式に従って使用する数式を記述し、グループ番号0を選択することにより、その数式を使用することができる。

5.3 コードの適用

5.3.1 BIOMOVs IIウラン鉍滓シナリオの概要

環境中における放射性核種の移行挙動を評価するモデルの検証を国際的に行うため、スウェーデン国立放射線防護研究所の主催により、生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究BIOMOVs（BIosphere MOdel Validation Study）が1986年より始められた¹²⁾。これが1990年に終了した後、1991年より5機関の主催によってBIOMOVs IIに引き継がれた⁴⁾⁵⁾。BIOMOVs IIでは、BIOMOVsによって得られた知見に基づいて、モデルの検証を行うためのいくつかの標準問題が設定された。このときに「テーマ1：シナリオ開発とモデルの相互比較」の中で、ウラン鉍滓の処分に伴う長期的な環境影響評価を行うためのシナリオ（以下「ウラン鉍滓シナリオ」と記述する）が設定された⁶⁾⁷⁾。このシナリオは、まず仮想的なデータセットを用いたシナリオ（シナリオヴァージョン1）が作成され⁶⁾、続いて実在するウラン鉍滓処分場を参考とし、現実的な評価対象系を想定したデータセットを用いたシナリオ（シナリオヴァージョン

2) が作成された⁷⁾。シナリオバージョン2では、決定論的解析の他にパラメータ不確実性を考慮した確率論的解析のためのシナリオが作成された。本章では、シナリオバージョン2の概要及び解析結果について記述する。

ウラン鉱滓シナリオは、ウラン鉱滓処分場の閉鎖後に、処分場から放出される放射性核種及び化学毒性を示す安定元素に起因する被ばく線量評価あるいはリスク評価を行うシナリオである。処分場からのこれらの物質の環境中への放出は、降雨浸透水によって漏出した放射性核種等の帯水層への移行と、ウラン鉱滓処分場の覆土が風化して鉱滓が露出し、鉱滓に付着した放射性核種等が飛散することによる大気中への拡散が考慮されている。以下、前者のサブシナリオを「地下水サブシナリオ」、後者のサブシナリオを「大気放出サブシナリオ」と記述する。本シナリオにおける評価対象系の概要をFig. 5.2及びFig. 5.3に示す。解析対象物質はウラン系列の7核種 (^{238}U 、 ^{234}U 、 ^{230}Th 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 、 ^{210}Po 、 ^{222}Rn) と、化学毒性を示す安定元素 (As、Ni、Pb) である。ただし ^{222}Rn は希ガスであるため大気放出サブシナリオにおいてのみ考慮される。ウラン系列核種では各経路における年間被ばく線量及び1年間の被ばくに起因する発ガンによる生涯リスク発ガンによる年間リスク、安定元素では各経路における年間摂取量、及びリスク係数の存在するAs、Niの吸入経路に関して、1年間の吸入摂取に起因する発ガンによる生涯リスクが評価対象となっている。

環境影響評価を実施する核種移行経路、被ばく経路及び評価に使用するパラメータ値等は、全てシナリオによって与えられている。このシナリオで与えられた地下水サブシナリオの核種移行経路及び被ばく経路をFig. 5.4に、大気放出サブシナリオの核種移行経路及び被ばく経路をFig. 5.5示す。それぞれのサブシナリオには決定論的解析と確率論的解析の両方が設定されており、いくつかのパラメータについて、決定論的解析のための設定値の他に、確率論的解析のための確率密度関数が与えられている。確率密度関数が与えられたパラメータが関与する経路は、Fig. 5.4及びFig. 5.5において「確率論的経路」として示している経路である。なお、両サブシナリオともに解析期間は10⁴年までとしている。5.3.2項及び5.3.3項では、ウラン系列核種の解析結果について記述する。

5.3.2 決定論的解析

決定論的解析は全てのパラメータについて一つの値を与えて解析を行う。各サブシナリオにおいて必要とされるパラメータ値は全てシナリオによって与えられており、これらのパラメータ値を使用してGACOMによって解析を実施した。

(1)地下水サブシナリオ

地下水サブシナリオは、ウラン鉱滓の処分場閉鎖後に、鉱滓中の核種が降雨浸透水によって処分場地下の帯水層に漏出し、帯水層下流側の井戸によってその地下水が汲み上げられ、飲用あるいは灌漑に用いられることに起因する被ばく線量を評価する。本サブシナリオにおけるソースタームとして、各核種の帯水層へのフラックスが時間の関数で与えられている。シナリオで与えられているウラン系列6核種のソースタームをFig.5.6に示す。本シナリオではウラン鉱滓処分について平地への野積みを想定しており、工学的なバリア機能を想定していないため、核種の漏出は処分場閉鎖直後から始まり、徐々にフラックスが減少していくと仮定されている。

GACOMは陸域生態圏における核種移行をコンパートメントモデルによって評価するコードであるため、帯水層における核種移行を解析することは困難である。このため、本解析では放

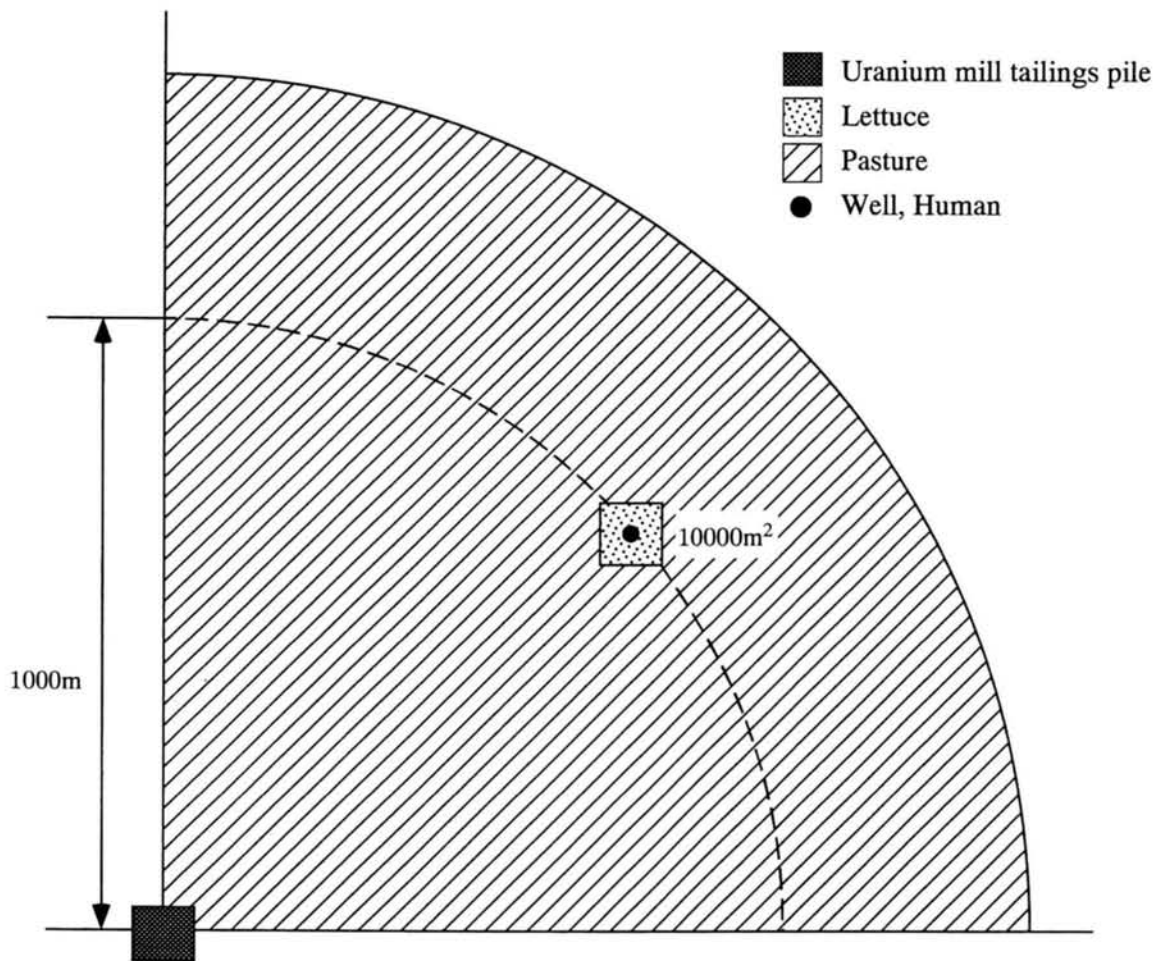


Fig. 5.2 Plane view representation of the scenario.

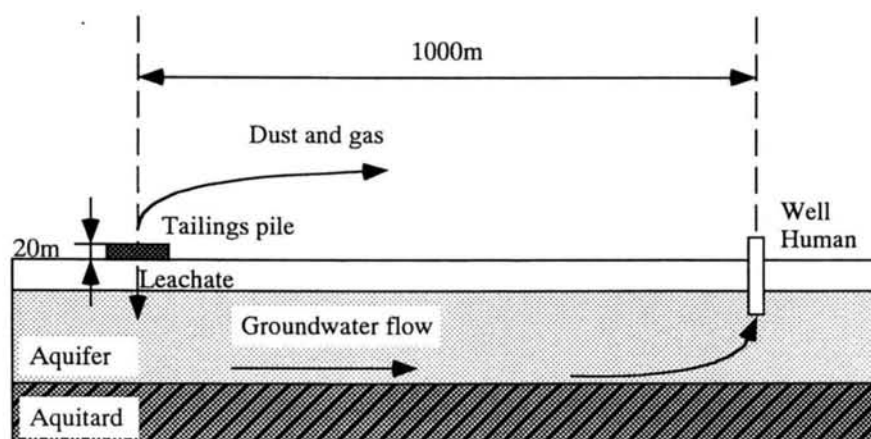


Fig. 5.3 Cross sectional representation of the scenario.

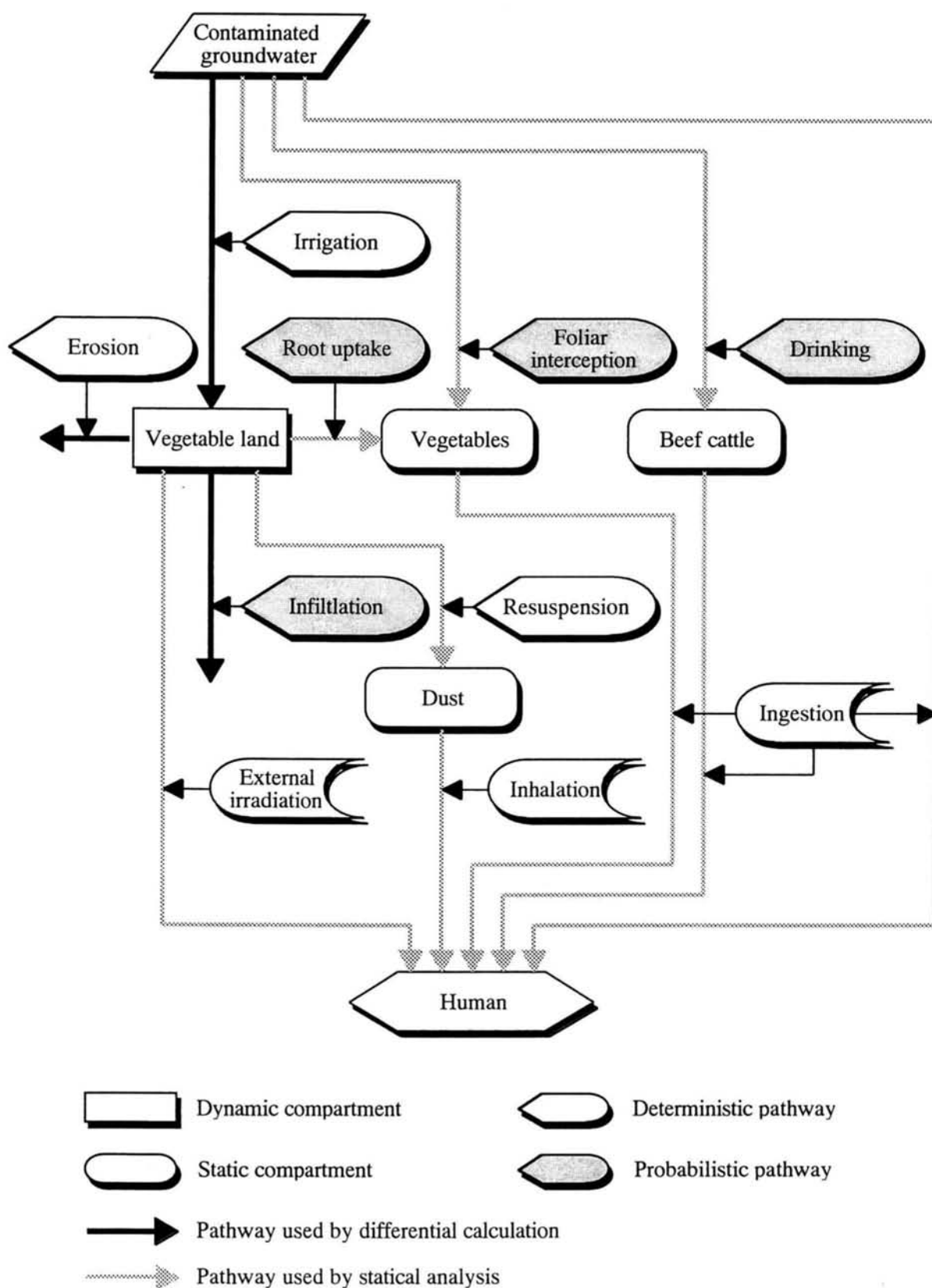


Fig. 5.4 Schematic pathways of contaminants transport in the biosphere for groundwater release.

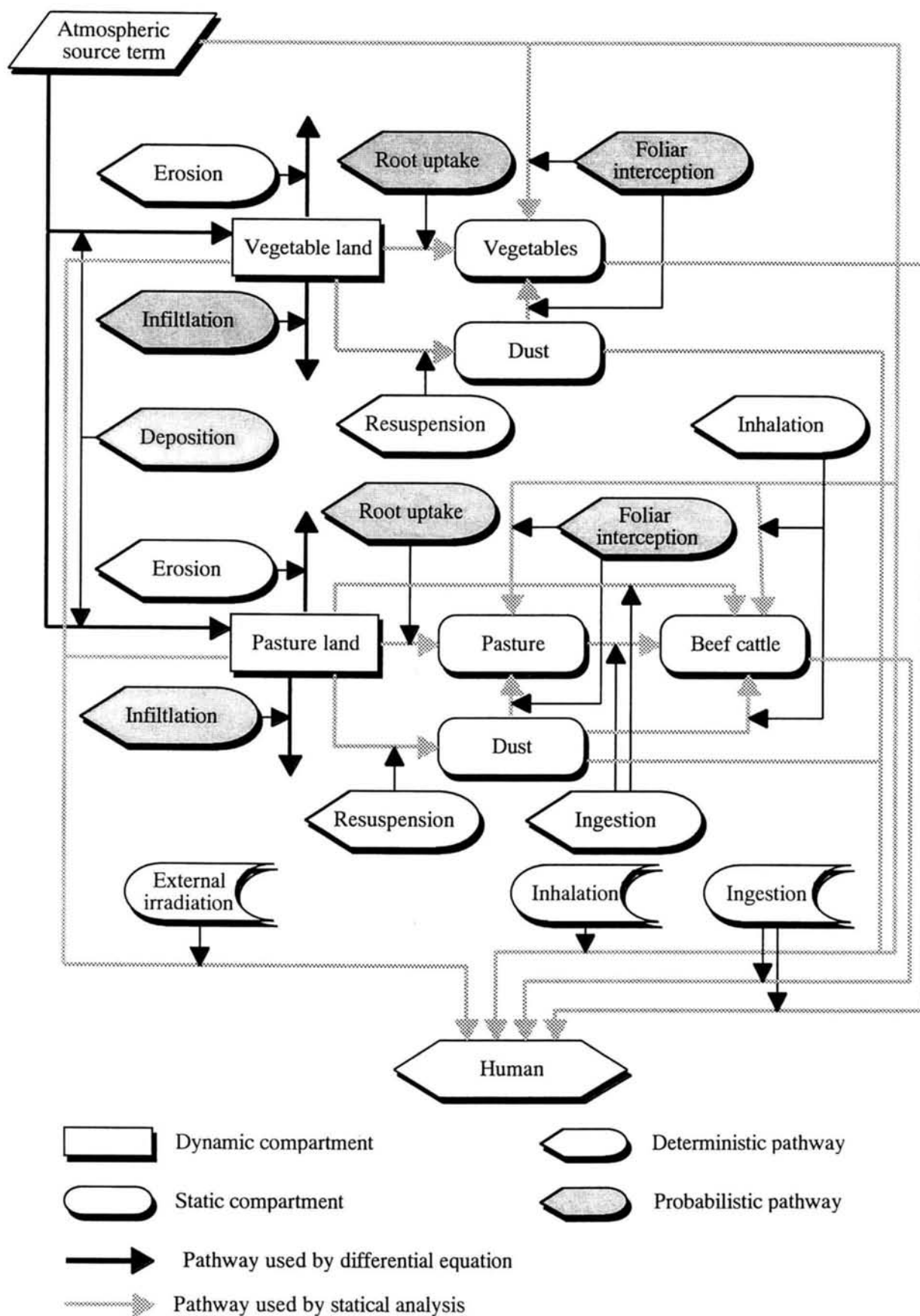


Fig. 5.5 Schematic pathways of contaminants transport in the biosphere for atmospheric release.

放射性廃棄物地層処分のための一般的安全評価コードGSRW¹³⁾を使用して、評価対象となる井戸水中における核種濃度の解析を実施した。本解析によって得られた井戸水中核種濃度の解析結果をFig. 5.7に示す。

Fig. 5.7に示した井戸水中核種濃度を陸域生態圏に対するソースタームとしてGACOMによって動的解析を実施した。Fig. 5.4に示したように、本評価対象系における動的コンパートメントは耕作地のみであり、井戸水による灌漑によって放射性核種が耕作地にもたらされる。耕作地中の放射性核種は、灌漑水及び雨水の浸透に伴う深部土壌への移行及び耕作地土壌の風化作用により、耕作地から除去される。

地下水サブシナリオで設定された被ばく経路は以下の5経路である。

- ・井戸水の飲用による内部被ばく
- ・葉菜の摂取による内部被ばく
- ・牛肉の摂取による内部被ばく
- ・耕作地からの放射線による外部被ばく
- ・耕作地からの再浮遊核種の吸入による内部被ばく

葉菜は灌漑水として用いられる井戸水中核種の直接沈着、及び耕作地からの経根吸収により汚染される。また本サブシナリオでは井戸水による灌漑は葉菜に対してのみであり、牧草地に対しては灌漑がなされないとされているため、牛肉は家畜（牛）による井戸水飲用によってのみ汚染される。

決定論的解析結果の例として、葉菜を摂取することによる内部被ばく線量の評価結果をFig. 5.8に示す。 ^{238}U と ^{234}U は挙動が同一であり、経口摂取に関する線量係数が若干異なるのみであるため、被ばく線量の曲線はほぼ重なっている。経時変化の傾向はFig. 5.7と似通っており、動的コンパートメントである耕作地土壌

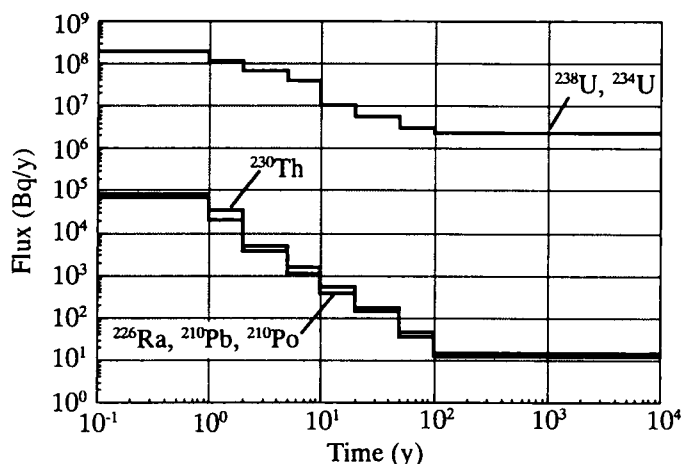


Fig. 5.6 Flux of ^{238}U chain members to the aquifer.

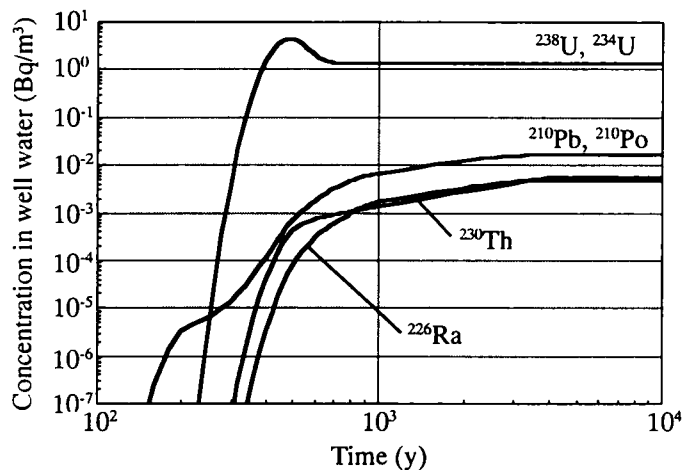


Fig. 5.7 Concentration of ^{238}U chain members in well water.

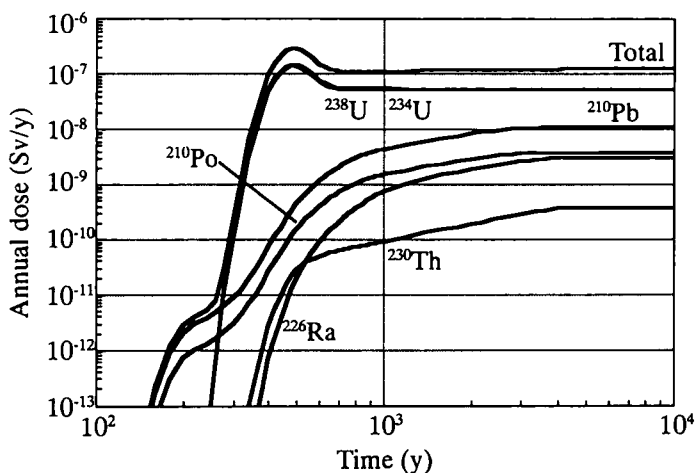


Fig. 5.8 Annual dose by ingestion of leafy vegetables (groundwater release).

への核種の蓄積の影響は比較的小さく、井戸水中核種の直接沈着経路が支配的であることが示唆される。合計した被ばく線量のピークは ^{238}U と ^{234}U の寄与が支配的であるが、長期的には ^{210}Pb 等娘核種の寄与の影響が見られる。

また、5経路の被ばく線量の合計値の評価結果をFig. 5.9に示す。Fig. 5.7及びFig. 5.8と同じ傾向を示しており、耕作地土壌による核種蓄積の影響が比較的小さいこと、葉菜摂取による内部被ばくと同様に合計した被ばく線量のピークは ^{238}U と ^{234}U の寄与が支配的であることが示唆される。

(2)大気放出サブシナリオ

大気放出サブシナリオは、風化によってウラン鉱滓処分場の覆土が失われて鉱滓が露出し、その鉱滓が風化によって大気中に放出、拡散することによって起因する被ばく線量を評価する。ソースタームとして処分場から大気へのフラックスが時間の関数で与えられている。シナリオで与えられているウラン系列7核種のソースタームをFig.5.10に示す。覆土は200年間は健全であるが、200年後から一部が風化して核種の大気放出が始まり、1000年後以降は覆土が完全に消失することによって、一定したフラックスで核種の放出が継続すると仮定されている。

大気放出サブシナリオで設定された被ばく経路は以下の4経路である

- ・ 処分場からのプルーム及び耕作地からの再浮遊)の吸入による内部被ばく
 - ・ 葉菜の摂取による内部被ばく
 - ・ 牛肉の摂取による内部被ばく
 - ・ 耕作地からの放射線による外部被ばく
- 解析結果の例として、葉菜を摂取することによる被ばく線量の評価結果をFig. 5.11に示す。処分場からのプルームによる評価地点における大気中核種濃度はガウスプルームモデルによって求めてい

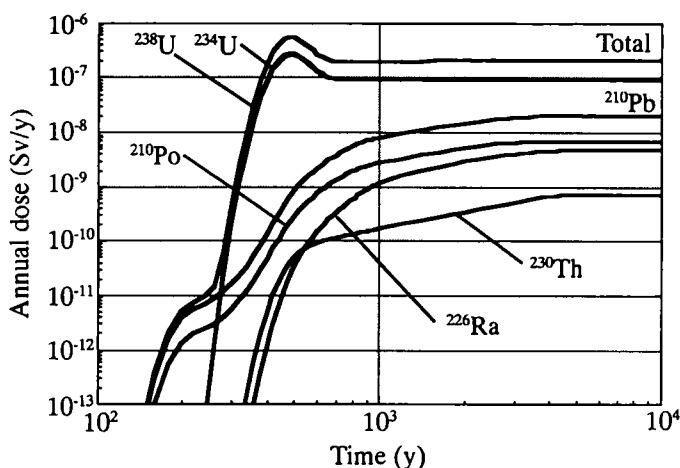


Fig. 5.9 Annual total dose (groundwater release).

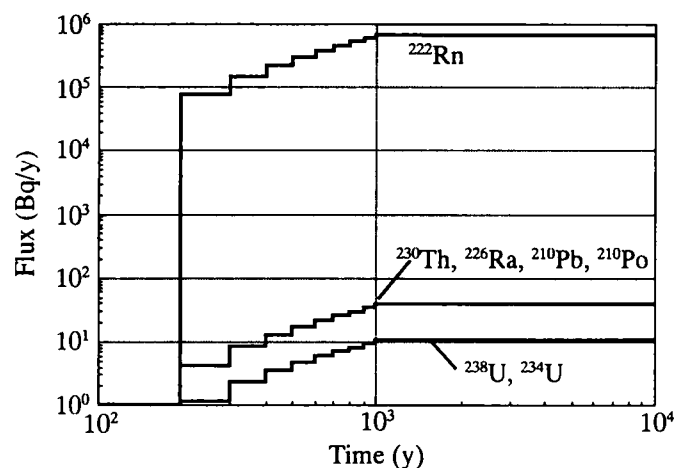


Fig. 5.10 Flux of ^{238}U chain members to the atmosphere.

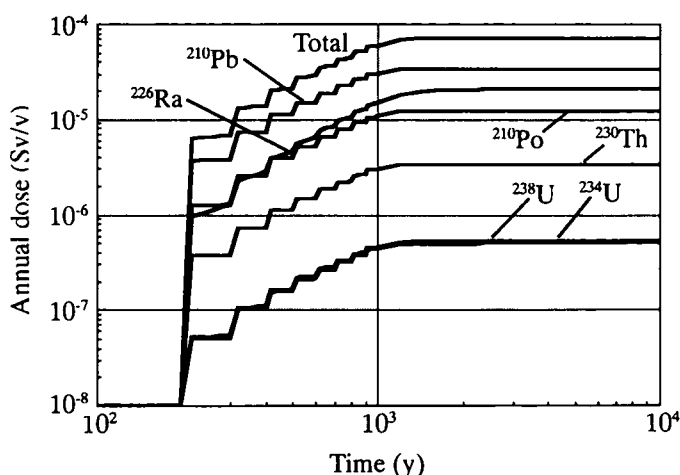


Fig. 5.11 Annual dose by ingestion of leafy vegetables (atmospheric release).

る。なお、本経路は経口摂取経路であるため ^{222}Rn は評価されていない。Fig. 5.10に見られるように、1000年以降は鉱滓処分場からのフラックスは変動しなくなるが、葉菜中核種濃度は耕作地土壌中核種濃度の上昇に伴い、1000年以降も若干ながら上昇して平衡状態に達する。特に土壌-植物移行係数の値が比較的大きい ^{226}Ra でこの傾向が明確である。このため、大気放出サブシナリオでは、解析対象期間の最終時点である 10^4 年後がピーク線量を示す時点となる。なお、合計線量に対する寄与は ^{210}Pb が最も大きく、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po がそれに続いている。

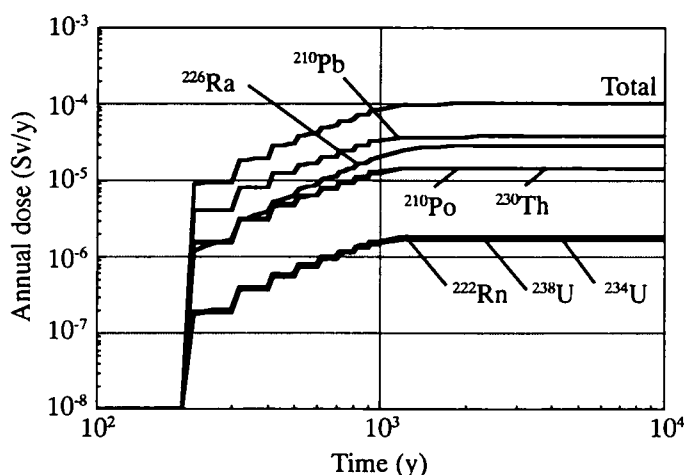


Fig. 5.12 Annual total dose (atmospheric release).

また、5経路の被ばく線量の合計値の評価結果をFig. 5.12に示す。Fig. 5.11とほぼ同じ傾向を示しているが、 ^{230}Th は吸入による内部被ばく線量係数が比較的大きいことから、合計線量に対して ^{210}Po と同程度の寄与を示している。また、 ^{222}Rn の寄与は比較的小さく、 ^{238}U 及び ^{234}U と同程度である。

5.3.3 確率論的解析

確率論的解析においては、評価に用いられるパラメータの内、一部のパラメータが確率密度関数に従って分布すると仮定されている。その他のパラメータについては決定論的解析と同一のパラメータ値（一定値）を使用する。シナリオにおいて確率密度関数が与えられているパラメータ（以下「変動パラメータ」と記述する）とその確率密度関数をTable 5.2に示す。変動パラメータの分布型は正規分布、対数正規分布及び三角分布の3種類が使用された。また、正規分布及び対数正規分布については、パラメータの最小値及び最大値が同時に規定されているため、最小値以下あるいは最大値以上のパラメータ値がサンプリングされたパラメータ値が含まれるパラメータセットは、解析から除外することとした。なお、変動パラメータの内、大気中土壌粒子の沈着速度は大気放出サブシナリオのみ、灌漑水中核種の葉面沈着率は地下水サブシナリオのみで使用されるパラメータである。

確率論的解析に関するシナリオでは、 ^{238}U 系列核種の合計線量について、各サブシナリオのそれぞれの被ばく経路毎、及び全被ばく経路の合計線量に関し、その分布特性あるいは変動パラメータの重要度を把握するため、以下の解析¹⁴⁾を行うこととされた。

- ・被ばく線量の最大値の累積分布関数
- ・被ばく線量の90パーセント信頼区間の下限値及び上限値及び平均値の経時変化
- ・被ばく線量の最大値及び 10^4 年後の値に対する、各変動パラメータの以下の指標値
 - ・順位相関係数（Rank correlation coefficient; RCC）
 - ・標準回帰係数（Standardised regression coefficient; SRC）
 - ・偏相関係数（Partial correlation coefficient; PCC）

本解析では、パラメータサンプリングにはLatin Hypercube Sampling法¹⁵⁾を用いた。サンプル数は解析結果の収束の状況を確認し、各サブシナリオとも5000セットとした。

Table 5.2 Variable parameters used in this analysis.

Parameters	Nuclide	Distribution type	Mean or Mode*	Standard deviation**	Minimum	Maximum
The deposition velocity of resuspended soil particles (m/s)	all	Normal	1.0×10^{-2}	1.0×10^{-3}	5.0×10^{-3}	2.0×10^{-2}
The foliar interception factor for irrigation water (-)	all	Log normal	1.0×10^{-1}	2.5×10^0	1.0×10^{-2}	9.9×10^{-1}
The soil distribution coefficient (m^3/kg)	U	Log normal	9.97×10^{-1}	2.5×10^0	2.5×10^{-1}	2.5×10^1
	Th	Log normal	1.0×10^0	2.15×10^0	1.0×10^{-1}	1.0×10^1
	Ra	Log normal	1.28×10^0	2.15×10^0	5.0×10^{-1}	5.0×10^1
	Pb	Log normal	5.0×10^{-2}	1.9×10^0	1.0×10^{-2}	5.0×10^{-1}
	Po	Log normal	5.0×10^{-2}	1.73×10^0	1.0×10^{-2}	3.0×10^{-1}
The soil to plant transfer factor ((Bq/kg-wet)/(Bq/kg-dry))	U	Log normal	4.0×10^{-3}	8.9×10^0	5.0×10^{-5}	3.0×10^{-1}
	Th	Log normal	4.0×10^{-4}	9.0×10^0	5.0×10^{-6}	3.0×10^{-2}
	Ra	Log normal	5.0×10^{-2}	1.0×10^1	5.0×10^{-4}	1.0×10^0
	Pb	Log normal	2.0×10^{-3}	9.0×10^0	2.0×10^{-5}	2.0×10^{-1}
	Po	Log normal	5.0×10^{-3}	1.2×10^1	5.0×10^{-5}	5.0×10^{-1}
The distribution factor for beef (d/kg-wet)	U	Triangular	2.0×10^{-3}	-	2.0×10^{-4}	2.0×10^{-2}
	Th	Triangular	4.0×10^{-4}	-	1.0×10^{-4}	1.0×10^{-3}
	Ra	Triangular	5.0×10^{-4}	-	1.0×10^{-4}	2.0×10^{-3}
	Pb	Triangular	2.0×10^{-3}	-	5.0×10^{-4}	6.0×10^{-3}
	Po	Triangular	4.0×10^{-3}	-	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-2}

* : Arithmetic mean for normal distribution, geometric mean for log normal distribution and mode for triangular distribution.

** : Arithmetic standard deviation for normal distribution and geometric standard deviation for log normal distribution.

(1)被ばく線量の最大値の累積分布関数

地下水サブシナリオ及び大気放出サブシナリオの線量の最大値の累積分布関数の解析結果をFig. 5.13に示す。なお、地下水サブシナリオにおける地下水移行に関するパラメータは全て決定論的に与えられているため、地下水サブシナリオのソースタームは決定論的解析と同様にFig. 5.7の結果を使用した。本評価対象系では、パラメータ不確実性解析の結果においても大気放出の方が被ばく線量が約2桁程度高い傾向にある。評価結果の変動範囲は両サブシナリオとも一桁程度であるが、大気放出サブシナリオの方が変動幅が若干小さい。また、決定論的解析の結果（地下水サブシナリオ： $5.3 \times 10^{-7} \text{Sv/y}$ 、大気放出サブシナリオ： $9.8 \times 10^{-5} \text{Sv/y}$ ）は、それぞれ累積確率が約43%及び約31%のであり、中央値よりも若干低い。すなわち両サブシナリオとも被ばく線量が高い方に対して分布が広がっていることがわかる。

(2)信頼区間の経時変化

各サブシナリオについて、評価結果の90パーセント信頼区間の下限値及び上限値（5パーセントイル値及び95パーセントイル値）及び平均値の経時変化をそれぞれFig. 5.14及びFig. 5.15に示す。地下水サブシナリオは、Fig. 5.14に見られるように信頼区間の幅がほぼ変化せず、3本

の曲線がほぼ平行になっており、ピークの位置もほとんど変わらない。これは耕作地土壤中核種濃度が合計線量に与える影響が小さいため、耕作地土壌の分配係数の変動の影響が見られないことによると考えられる。これに対し、大気放出サブシナリオではFig.5.15に見られるように、95パーセンタイル値が 2×10^3 年頃まで徐々に大きくなり、信頼区間の幅が広がっている。これは、動的コンパートメントである耕作地土壌中の核種濃度が合計線量に対してある程度影響を与えているため、耕作地土壌中核種濃度の経時変化に影響を与える耕作地土壌の分配係数の変動が合計線量に対して影響を与えていることによると考えられる。

(3)パラメータと最大値間の指標値

各サブシナリオについて各変動パラメータと合計線量の最大値との中の順位相関係数(RCC)、標準回帰係数(SRC)及び偏相関係数(PCC)をFig. 5.16に示す。地下水サブシナリオでは、灌漑水中核種の植物による捕捉率の影響が大きく、次いでウランの土壌から植物への移行係数の影響が大きい。その他、偏相関係数ではウランの耕作地土壌における分配係数及び牛肉への移行係数も有意な値が見られている。地下水サブシナリオではFig. 5.9に見られるように、合計線量の最大値は ^{238}U 及び ^{234}U の寄与がほとんどであるため、全核種に共通のパラメータである灌漑水中核種の植物による捕捉率と、ウランに関するパラメータのみが解析結果に影響を与える重要なパラメータとして指標値に現れている。

これに対し、大気放出サブシナリオでは、いずれの指標値でもラジウムの土壌から植物への移行係数が最も影響を与えていることを示している。また、全核種に共通のパラメータである空気中浮遊物質の沈着速度や、鉛、ポロニウム、土壌

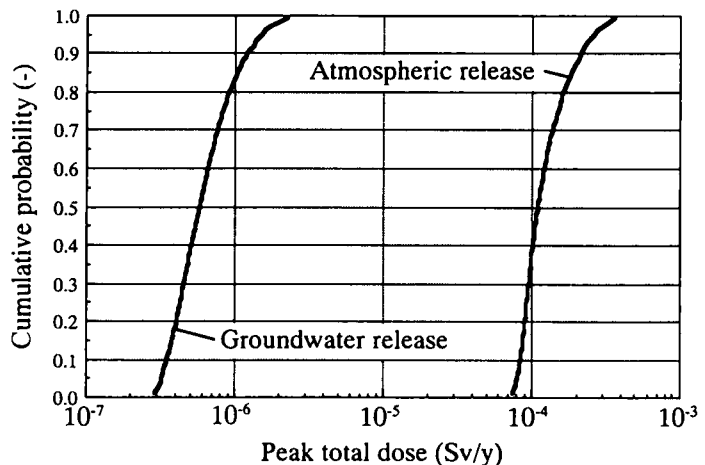


Fig. 5.13 CDFs of peak total dose.

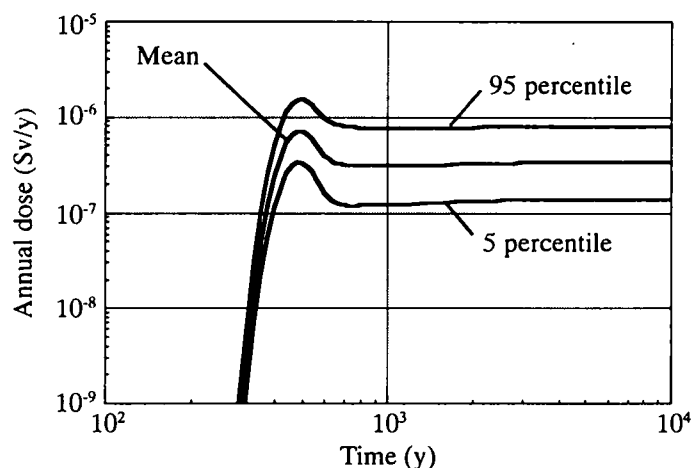


Fig. 5.14 90% confidence interval and mean of total dose (groundwater release).

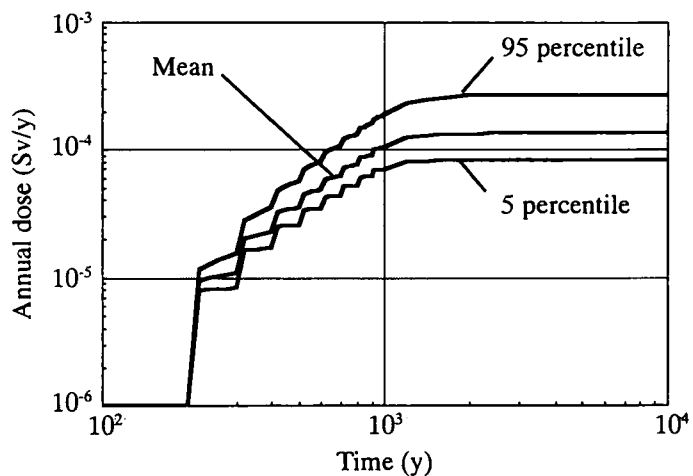


Fig. 5.15 90% confidence interval and mean of total dose (atmospheric release).

から植物への移行係数も指標値の絶対値が大きく、これらのパラメータが評価結果の変動に影響を与えていることがわかる。これらのことから、大気放出サブシナリオの合計線量の最大値の変動に対しては、大気中土壌粒子の直接沈着経路及び ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 及び ^{210}Po の経根吸収経路に関するパラメータ値の変動の影響が大きいことが推察される。

なお、指標値の値はいずれも偏相関係数が他の2指標値よりも高い値を示しており、特にウランの耕作地土壌における分配係数及び牛肉への移行係数は偏相関係数のみ有意な値を示している。すなわち、本解析のように変動パラメータが複数の解析を実施する際は、偏相関係数あるいは偏順位相関係数（Partial rank correlation coefficient; PRCC）が、重要なパラメータを抽出する上で有効であることを示している。

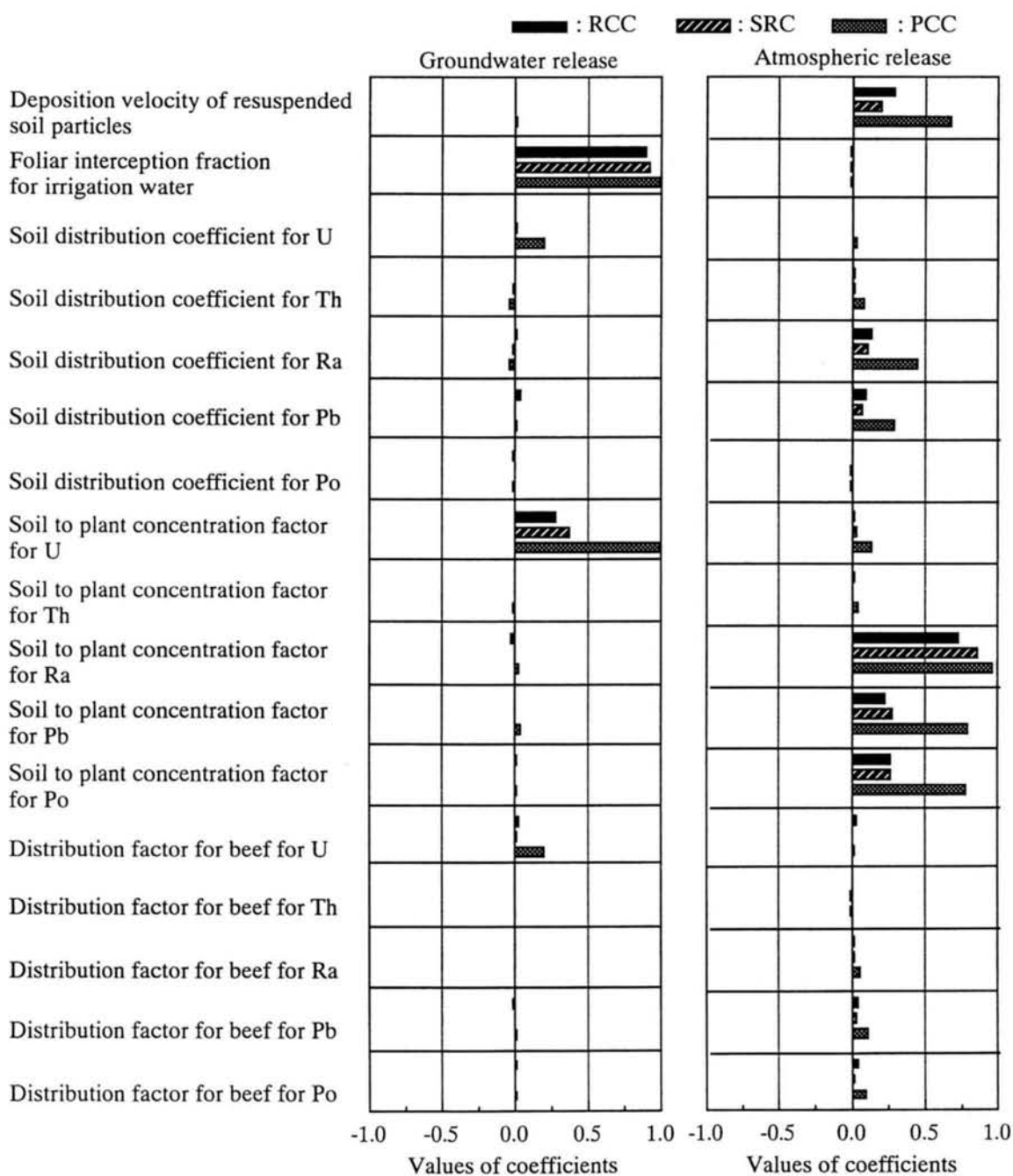


Fig. 5.16 Statistical coefficients between variable parameters and peak total dose.

このように、モンテカルロ法によるパラメータ不確実性解析を実施することによって、評価結果の分布特性や、評価結果に影響を与えるパラメータを明らかにすることができ、評価結果の不確実性の定量化や、効率的なリスクの低減化について検討する上で有用な情報を得ることができる。また、パラメータ不確実性を考慮した上で、総合的な影響に対する重要な核種や経路を同定することが可能となる。

5.3.4 安定元素に関する解析

化学毒性を示す安定元素として、As、Ni、Pbの3元素について、ウラン系列核種と同様に地下水サブシナリオ及び大気放出サブシナリオが与えられた。各サブシナリオによる、全経路からの元素摂取量の合計値の経時変化を、Fig. 5.17及びFig. 5.18に示す。地下水サブシナリオではNiの分配係数が $1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ と小さい値が設定されているため、Niの年間摂取量は解析開始時点から約6年後と、極めて早い時期に最大値を示している。大気放出サブシナリオでは、主要な摂取経路である牧草から牛肉を経て経口摂取される経路において、Niの摂取物から牛肉への移行係数が小さく設定されているため、Niの摂取量も他の元素に比べ小さくなっている。このため、ウラン系列核種や、As及びPbは大気放出サブシナリオの方が被ばく線量や年間摂取量の最大値が大きいのにに対し、Niは地下水サブシナリオの最大値の方が大きい結果が得られたと考えられる。

5.3.5 発ガンリスクの比較検討

ウラン系列の7核種に関しては全ての被ばく経路について、安定元素に関してはAs、Niの吸入経路について、米国環境保護庁が提示した1年間の被ばくあるいは摂取に起因する発ガンによる生涯リスクを評価するためのリスク係数¹⁶⁾を用いて、本ウラン鉱滓処分場に起因する発ガンリスクの推定を実施した。ウラン系列核種の地下水サブシナリオ及び大気放出サブシナリオの解析結果をFig. 5.19及びFig. 5.20に、安定元素の大気放出サブシナリオの解析結果をFig. 5.21に示す。ウラン系列核種においては、被ばく線量と同様に、大気放出経路の方が合計リスクが2桁程度高い結果が得られている。

安定元素については、As及びNiの吸入摂取以外はデータが存在していないため、これらの経路のみの解析が行われた。この結果、Niの吸入によるリスクは比較的小さいが、Asの吸入によるリスク

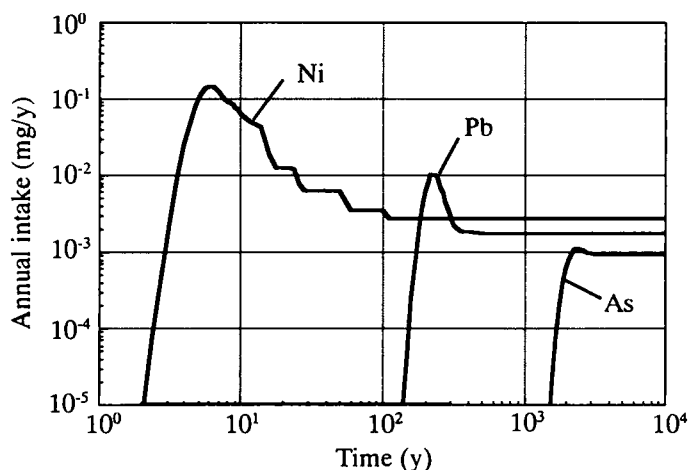


Fig. 5.17 Annual total intake of stable contaminants (groundwater release).

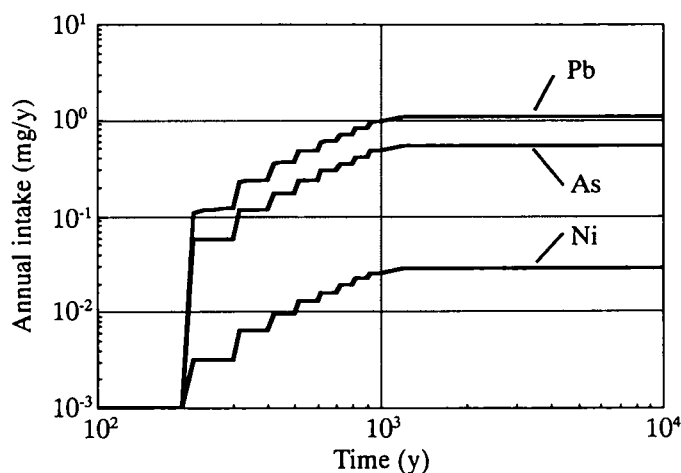


Fig. 5.18 Annual total intake of stable contaminants (atmospheric release).

の推定は、ウラン系列核種の数分の一程度であった。5.3.3項で解析したような環境影響評価の不確実性を考慮すると、ウラン鉱滓処分場の環境影響を評価する場合、放射性核種だけではなく、有害な安定元素による影響も考慮しなければならないことが示唆された。今後、安定元素のリスク評価に必要なパラメータの整備が望まれる。

5.3.6 コード機能の検証

BIOMOVs では、モデル検証のアプローチとして、実測データによるモデル予測結果の検証（アプローチA）と、モデル予測結果の相互比較（アプローチB）の2つの方法が採用された¹²⁾。アプローチAは、実際に放射性核種が放出されたサイトを対象として、放射性核種の放出源情報や、気象条件等のサイト環境に関する情報を入力として、環境媒体中核種濃度や被ばく線量等をモデルによって推定し、環境モニタリングデータと比較することにより、各参加者が使用したコードにおいて用いられているモデルや、評価に使用したパラメータの信頼性を評価する。アプローチBは、アプローチAのような実測データが得られないテーマについて、シナリオを詳細に作成した上で環境媒体中核種濃度や被ばく線量等を複数の参加者によって推定し、その結果を比較検討することにより、各コードの解析機能や使用方法が正常であるかどうかを検証する。「ウラン鉱滓シナリオ」は、シナリオの設定においては現実的なサイトを想定したデータセットを用いているが、Fig. 5.9やFig. 5.12に見られるように、処分場からの核種の漏洩による影響が発現するのは数百年後以降と推定されることから、現時点でその処分場に起因する環境影響の実測データを得ることはできない。すなわち、解析によって得

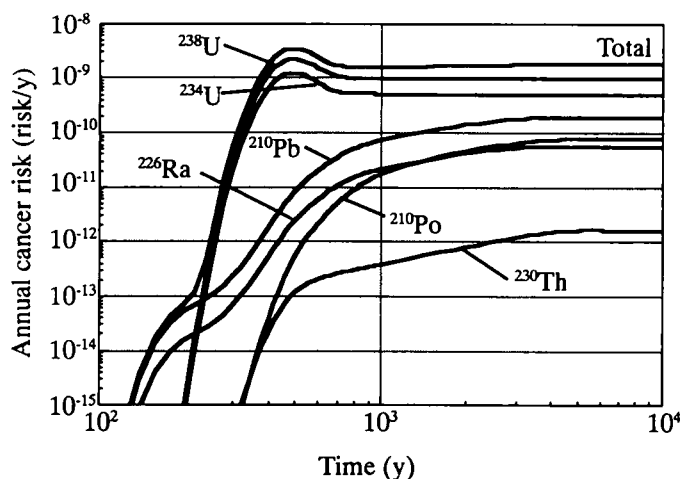


Fig. 5.19 Annual total cancer risk by ^{238}U chain (groundwater release).

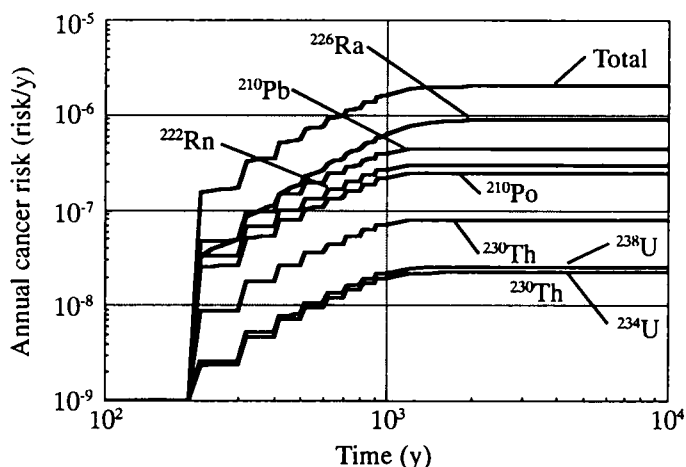


Fig. 5.20 Annual total cancer risk by ^{238}U chain (atmospheric release).

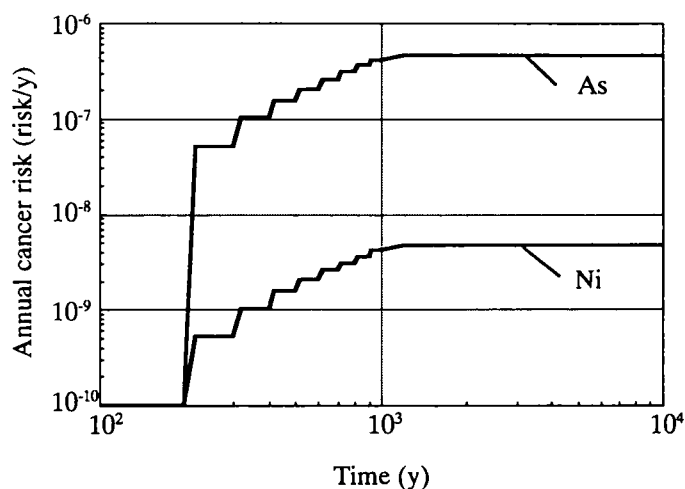


Fig. 5.21 Annual total cancer risk by inhalation of stable contaminants (atmospheric release).

られる予測結果と比較すべき実測データを入手することができないため、本シナリオはアプローチBに属する。よって、本シナリオの目的は、各参加機関の解析結果を相互比較することにより、各機関が開発あるいは使用したコードの機能の検証が目的とされた。

本シナリオには決定論的解析に8機関、確率論的解析に7機関が参加し、各機関がそれぞれ開発したコード、あるいは他の機関が開発したコードによって解析を行った結果が報告された。これらの解析結果の相互比較により、GACOMによる解析結果は、決定論的解析、確率論的解析ともに、他の多くの機関とほぼ同様の結果が得られていることが確認された⁶⁾⁻⁸⁾。このことから、GACOMのコード機能が十分妥当であることが確認された。

5.4 第5章の結論

本章では、原子力施設に起因する放射性核種の陸域生態圏における移行挙動及び被ばく線量評価を行うための評価コードGACOMを開発した。GACOMは、陸域環境中における移行挙動及び被ばく線量評価のための動的コンパートメントモデルをフェールベルグ公式によって解析するコードであり、決定論的解析に加えて、パラメータ不確実性解析、すなわちモンテカルロ法による確率論的解析を実行することができる。本コードを用いてパラメータ不確実性解析を実施することにより、評価結果の分布特性や、評価結果に影響を与えるパラメータを明らかにすることができ、評価結果の不確実性の定量化や、効率的なリスクの低減化について検討する上で有用な情報を得ることができる。また、パラメータ不確実性を考慮した上で、総合的な影響に対する重要な核種や経路を同定することが可能となる。

また、GACOMを生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究BIOMOVs IIの「ウラン鉱滓シナリオ」に適用し、ウラン鉱滓処分場跡地からの放射性核種及び化学毒性を示す安定元素の放出に起因する被ばく線量評価あるいはリスク評価を行うシナリオについて、決定論的解析及び確率論的解析を実施した。GACOMによる解析結果は、地下水サブシナリオと大気放出サブシナリオのいずれも、決定論的解析、確率論的解析ともに他の多くの機関とほぼ同様の結果が得られていることが確認された。このことから、GACOMのコード機能が十分妥当であることが確認された。

現在は、日本原子力研究所環境科学研究部とともに、GACOMを基礎コードとして、環境負荷物質の陸域挙動予測モデルMOGRA (Migration Of Ground Additional)の開発を進めている。GACOMは、入力データをテキストファイルで作成し、バッチジョブ形式で実行する必要があるのに対して、MOGRAはグラフィカルユーザインターフェイスを備えており、評価対象系の設定等をモニタ画面上で容易に行うことができる等の利点を備えている。今後はMOGRAのシステムを充実させ、活用することにより、環境負荷物質の陸域生態圏における挙動の解析や、被ばく評価解析がより容易に行えるようになり、環境影響評価研究の進展に寄与することができる。

第5章の参考文献

- 1) 高橋知之；陸域生態圏における被曝線量評価のための汎用動的コンパートメントモデル解析コード：GACOMユーザズマニュアル，JAERI-Data/Code 98-003 (1998).
- 2) 高橋知之；陸域生態圏における被曝線量評価のための汎用動的コンパートメントモデル解析コードの開発，「保健物理と放射能動態」及び「環境における水素同位体の化学形転換と動

- 態モデル」合同専門研究会報告書, KURRI-KR-30 (1999).
- 3) 森正武; FORTRAN77数値計算プログラミング (増補版), p.236, 岩波書店 (1987).
 - 4) BIOMOVs II; BIOMOVs II Progress Report No. 1 - No. 6, Swedish Radiation Protection Institute (1991-1995).
 - 5) 外川織彦; 生態圏移行モデルの妥当性検証 - BIOMOVs計画の成果と展望 -, 保健物理, **29**, 55-64 (1994).
 - 6) BIOMOVs II; Long Term Contaminant Migration and Impacts from Uranium Mill Tailings: Comparison of Computer Models Using a Hypothetical Dataset, Swedish Radiation Protection Institute (1995).
 - 7) BIOMOVs II; Long Term Contaminant Migration and Impacts from Uranium Mill Tailings: Comparison of Computer Models Using a Realistic Dataset, Swedish Radiation Protection Institute (1996).
 - 8) H. CAMUS, R. LITTLE, D. ACTON, A. AGÜERO, D. CHAMBERS, L. CHAMNEY, J. L. DOROUSSIN, J. DROPO, C. FERRY, E. GNANAPRAGOSAM, C. Hallam, J. HORYNA, D. LUSH, D. STAMMOSE, T. TAKAHASHI, L. TORO and C. YU; Long Term Contaminant Migration and Impacts from Uranium Mill Tailings, J. Environmental Radioactivity, **42**, 289-304 (1999).
 - 9) 内田滋夫, 保田浩志, 馬原保典, 佐々木規行, 高橋知之, 木村英雄, 松鶴秀夫; 分配係数の測定法及び利用法, JAERI-Review 95-009 (1995).
 - 10) 原子力安全委員会; 発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針 (1982).
 - 11) 外川織彦; 原子力施設の平常運転時に大気へ放出される放射性核種による公衆の被ばく線量を算出するための計算コード TERFOC-N, JAERI-M 89-145 (1989).
 - 12) 本間俊充; BIOMOVs: 生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究, 保健物理, **23**, 223-233 (1988).
 - 13) H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; A Generic Safety Assessment Code for Geologic Disposal of Radioactive Waste: GSRW Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-161 (1992).
 - 14) International Atomic Energy Agency; Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models, IAEA Safety Series No. 100 (1989).
 - 15) R. L. IMAN and M. J. SHORTENCARIER; A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, NUREG/CR-3624 (1984).
 - 16) United States Environmental Protection Agency; Health Effects Assessment Summary Table FY 1994, Supplement Number 2, EPA/540/R-94/114, PB94-921102 (1994).

第6章 クリアランスレベルの設定における パラメータ不確実性解析コードシステムの開発とその適用

6.1 概説

原子炉施設等から発生する放射性廃棄物の内、放射性核種濃度が極めて低いために、それに起因する線量が自然界の放射線レベルに比較して十分に小さく、また、人の健康に対するリスクが無視できるものであれば、当該物質を放射性物質として扱う必要がないと考えられている。このような物質を放射性物質としての規制管理からはずすことをクリアランスといい、その基準となる核種濃度をクリアランスレベルという¹⁾。1999年3月、原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会（以下、「基準専門部会」と記述する）は、主な原子炉施設におけるクリアランスレベルに関する報告書を取りまとめ、原子力安全委員会は、その報告書を妥当であるとして了承した²⁾。

基準専門部会におけるクリアランスレベルの導出にあたっては、被ばく線量を評価する数学モデルのパラメータに対して、それぞれ一つの値を与えて解析を行う決定論的手法が用いられた³⁾⁵⁾。この導出にあたっては、「社会環境、日常生活の態様等を考慮して標準的である人」を対象として評価が行われた。このために、パラメータ値としては原則として平均的な値あるいは標準的な人を代表すると認められる値（以下「代表値」と記述する）が選定された。ただし、廃棄物処分場下端から井戸までの距離等、一部のパラメータについては、平均的な値を代表値として選定することが困難であるため、被ばく線量の評価結果が高くなるような値、すなわち「保守的な」値が代表値として採用された。

上記の基本的考え方によって導出されたクリアランスレベルは、クリアランスされた後の廃棄物の用途を限定せず、完全に無拘束状態とする無条件クリアランスを前提としている。したがって、埋設処分場が特定され、その環境条件や社会的条件が比較的特定されやすい低レベル放射性廃棄物処分における影響評価⁶⁾と異なり、クリアランスレベルの評価に用いるパラメータは比較的大きな不確実性を持つことになる。このため、決定論的手法によって導出されたクリアランスレベルが、このようなパラメータの不確実性を考慮した上でも十分妥当であることを確認する必要がある²⁾⁷⁾。

上記の観点から、決定論的解析によって導出されたクリアランスレベルの妥当性を確率論的解析によって確認するために、著者等はモンテカルロ法を用いたパラメータ不確実性解析を実施するコードシステム PASCLR(Probabilistic Assessment code System for derivation of Clearance Levels of of Radioactive materials)を開発した⁸⁾。また、このコードシステムを使用してパラメータ不確実性解析を行い、クリアランスレベルの導出において重要なパラメータを抽出するとともに、評価結果の不確実性について検討することにより、導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認した²⁾⁷⁾。

本章では、コードシステム PASCLRの概要、クリアランスレベルの設定におけるパラメータ不確実性解析の概要及びその結果について記述する。

6.2 コードシステムの開発⁷⁾

6.2.1 コードシステムの構成

コードシステムPASCLRは、変動するパラメータ値のサンプリングを行う「パラメータセット作成コード」、被ばくシナリオに基づいて各経路における被ばく線量を評価する「被ばく線

量評価コード」、被ばく線量の評価結果に基づいて、種々の統計量を求める「統計解析コード」によって構成されている。コードシステム PASCLR の流れ図を Fig. 6.1 に示す。

パラメータセット作成コードにおけるパラメータ値のサンプリング手法は、Latin Hypercube Sampling 法⁹⁾を用いている。被ばく線量評価においては、クリアランスレベルの導出に係る評価シナリオとして、産業廃棄物として廃棄物処分場に埋設処分するシナリオ（以下「埋設処分シナリオ」と記述する）と、発生した廃棄物が前処理、溶融等の過程を経て新たな製品として再生されるか、あるいはそのままの形態で再使用されるシナリオ、（以下「再利用シナリオ」と記述する）の二つを想定した。被ばく線量評価コードでは、これらのシナリオにおいて重要と考えられる被ばく経路について、数学モデルにより被ばく線量評価を実行する。統計解析コードでは、被ばく線量評価コードで得られた解析結果（被ばく線量等）の分布特性を把握するため、累積分布関数（Cumulative distribution function; CDF）や、補累積分布関数（Complementary cumulative distribution function; CCDF）を得ることができる。またパラメータの重要度に関する情報として、パラメータ値と評価結果の相関係数等を得ることができる。これらの統計解析コードの出力により、線量評価に用いられるパラメータ値の変動が評価結果に与える影響やパラメータ重要度を定量的に評価することができる。

以下では、本コードシステムを構成する各コードの概要を記述する。

6.2.2 パラメータセット作成コード

パラメータセット作成コードは、変動すると考えられるパラメータ（以下「変動パラメータ」と記述する）について、Latin Hypercube Sampling 法を用いてパラメータサンプリングを行い、変動パラメータセットファイルを作成するコードである。パラメータの分布型としては、一様分布、対数一様分布、正規分布、対数正規分布の4種類が選択可能である。

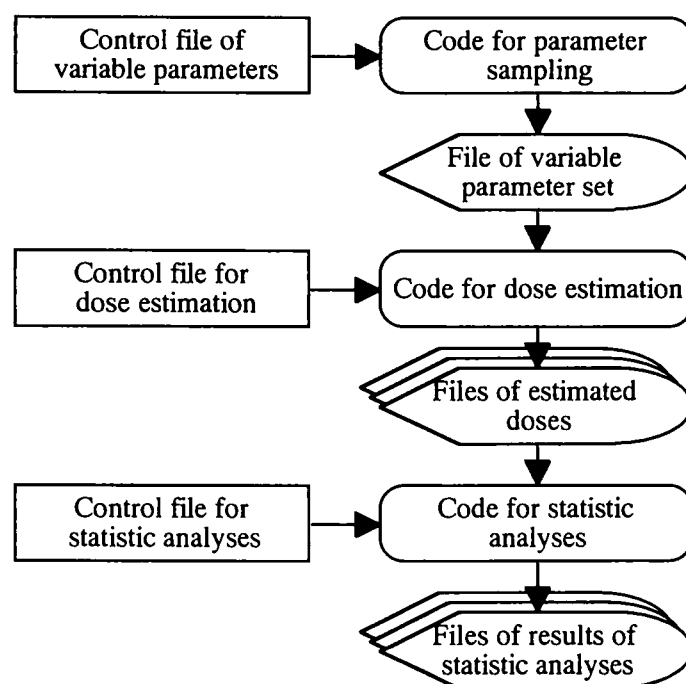


Fig. 6.1 Flowchart of code system PASCLR.

6.2.3 被ばく線量評価コード

被ばく線量評価コードは、パラメータセット作成コードによって作成された変動パラメータセットファイル及び被ばく線量評価制御情報ファイルを入力とし、埋設処分シナリオと再利用シナリオのそれぞれについて、クリアランスレベルの導出にあたって重要と考えられた経路²⁾における被ばく線量を評価するコードである。本コードでは、クリアランスされた廃棄物中の放射性核種濃度が単位濃度（1000Bq/kg=1Bq/g）の場合の被ばく線量を評価する。以下に、それぞれのシナリオにおいて評価することのできる被ばく評価経路、及び被ばく線量評価に用いられるモデルについて記述する。

6.2.3.1 埋設処分シナリオ

埋設処分シナリオは、クリアランスされた廃棄物が、産業廃棄物として産業廃棄物処分場に埋設処分されることに起因して、公衆に被ばくをもたらすシナリオである。なお、廃棄物処分場の形態としては安定型処分場を想定し、処分場からの核種の漏出に対するバリア機能は考慮しない。

本シナリオは、クリアランスされた廃棄物を廃棄物処分場に埋設するための作業過程において被ばくする操業サブシナリオ、クリアランスされた廃棄物を処分した廃棄物処分場が、処分場閉鎖後に一般に解放され、その処分場跡地を公衆が利用することによって被ばくする跡地利用サブシナリオ、及びクリアランスされた廃棄物を処分した廃棄物処分場から放射性核種が降雨浸透水によって漏出して処分場直下の地下水に移行し、その地下水を帯水層下流側で取水して利用することにより被ばくする地下水移行サブシナリオに大別される。それぞれのサブシナリオにおいて考慮される被ばく経路を Fig. 6.2 ～ Fig. 6.4 に示す。

以下にそれぞれの被ばく経路において線量評価に用いられるモデルを記述する。

(1) 操業サブシナリオ

操業サブシナリオは、クリアランスされた廃棄物と、同時に発生する「放射性廃棄物でない廃棄物」¹⁰⁾の混合物（以下この混合物を単に「廃棄物」と記述する）を廃棄物処分場に埋設するための作業過程において被ばくするシナリオである。本サブシナリオでは、廃棄物に含まれる放射性核種からの放射線による外部被ばく、及び廃棄物がダストとして空气中に飛散し、そのダストを吸入することによる内部被ばくが考えられる。それぞれの被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = Cc(i) \cdot Fs_w(i) \cdot t_w \cdot DF_{w,ext}(i) \quad (6.1)$$

$$D_{inh}(i) = Cc(i) \cdot Cd_w \cdot Br_w \cdot t_w \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.2)$$

$$Cc(i) = Cc_0(i) \cdot Fc \quad (6.3)$$

ここで、

$D_{ext}(i)$: 核種 i による外部被ばく線量(Sv/y)
$D_{inh}(i)$: 核種 i による吸入経路の内部被ばく線量(Sv/y)
$Cc(i)$: 対象廃棄物中核種 i 濃度(Bq/kg)
$Fs_w(i)$: 作業時における核種 i の外部被ばくに関する遮蔽係数(-)
t_w	: 年間作業時間(h/y)
Cd_w	: 作業時の空气中ダスト濃度(kg/m ³)
Br_w	: 作業者の呼吸率(m ³ /h)

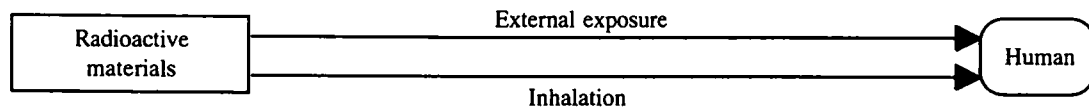


Fig. 6.2 Exposure pathways of operation sub-scenario.

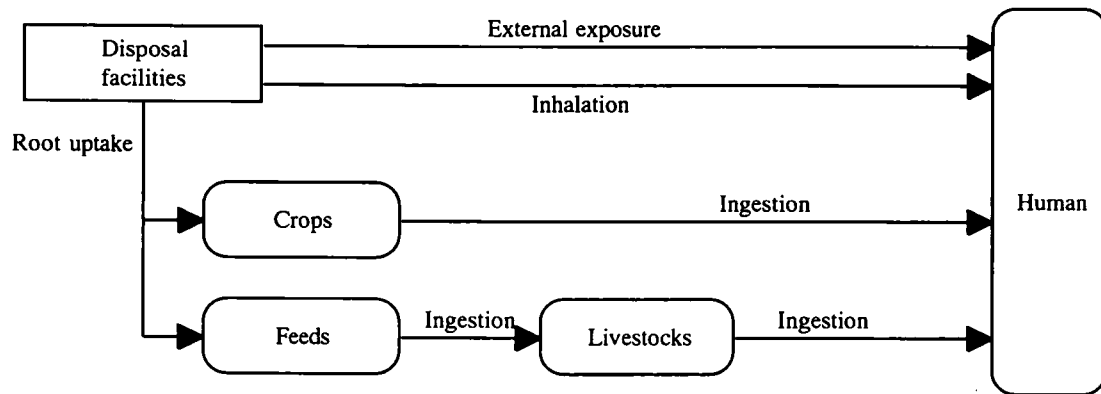


Fig. 6.3 Exposure pathways of site-reuse sub-scenario.

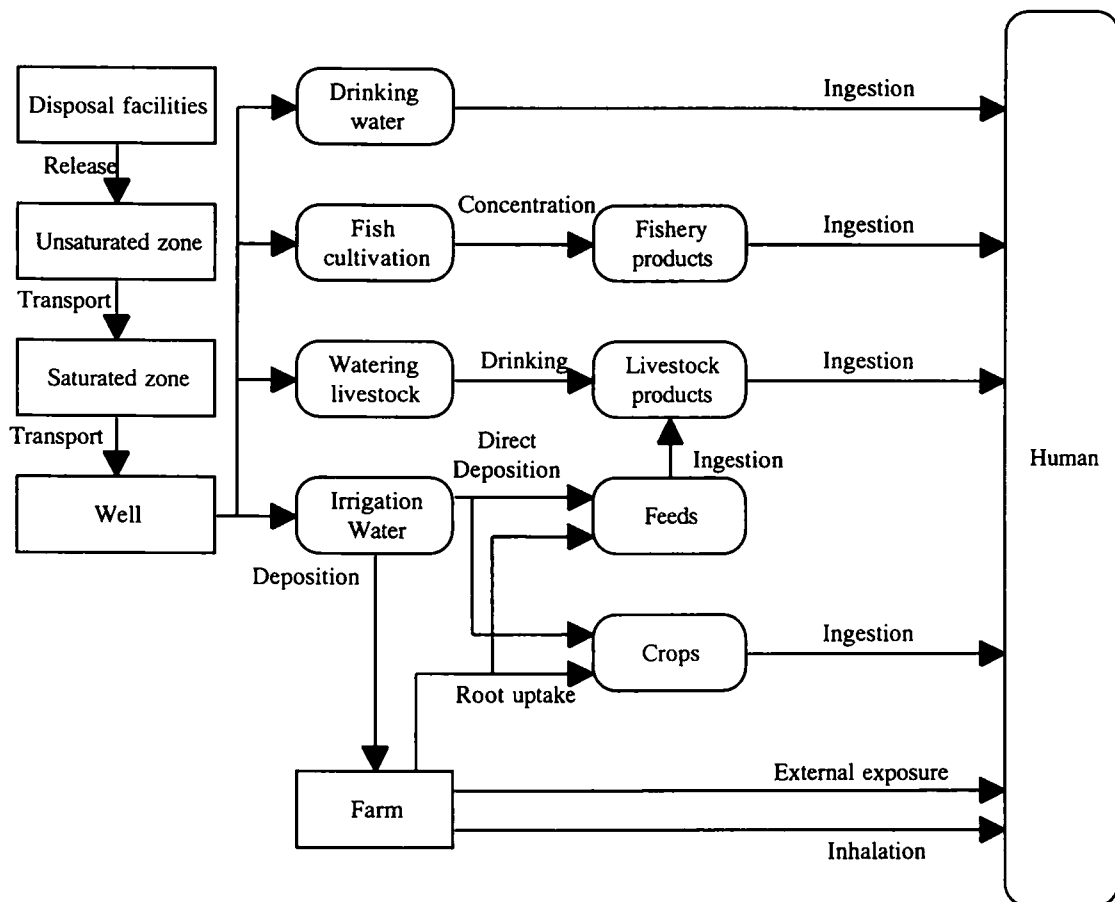


Fig. 6.4 Exposure pathways of groundwater sub-scenario.

- $DF_{w,ext}(i)$: 作業時における核種 i の外部被ばく線量係数 ((Sv/h)/(Bq/kg))
 $DF_{inh}(i)$: 核種 i の吸入経路による内部被ばく線量係数(Sv/Bq)
 $Cc_0(i)$: クリアランス廃棄物中核種 i 濃度(Bq/kg)
 Fc : 廃棄物にしめるクリアランス廃棄物の割合(-)

である。これらの被ばくは、廃棄物の積み込み作業、運搬作業、廃棄物処分場における埋設作業等の各段階において発生することが考えられる。

(2) 跡地利用サブシナリオ

跡地利用サブシナリオは、クリアランスされた廃棄物を処分した廃棄物処分場が、処分場閉鎖後に一般に解放され、その処分場跡地を公衆が利用することによって被ばくするシナリオである。本サブシナリオでは、跡地を利用する際に宅地等の建設を行う作業員、跡地に居住する居住者、跡地を利用して農耕作業を行う農耕作業員について、廃棄物処分場跡地に含まれる放射性核種からの放射線による外部被ばく、及び廃棄物処分場跡地に含まれる放射性核種がダストとともに空気中に飛散し、そのダストを吸入することによる内部被ばくが考えられる。また、処分場跡地において農作物あるいは飼料作物の栽培を行うことにより、処分場跡地に含まれる放射性核種が農作物あるいは畜産物に移行し、それらを経口摂取することによる内部被ばくが考えられる。

産業廃棄物を廃棄物処分場に埋設する際には、その隙間に他の物質が充填されることが多い。また、処分場を閉鎖する際には、廃棄物の飛散等を防止するため、埋設した廃棄物の表面に覆土が施される。これらのことを考慮し、廃棄物処分場跡地を掘削した際の、表層土壌における放射性核種濃度は、以下の式で与えられる。

$$Cr(i) = \begin{cases} Cc(i) \cdot F_D \cdot \frac{H_D}{T_H} \cdot \exp(-\lambda_i t_r) & (\text{when } T_C + H_D < T_H) \\ Cc(i) \cdot F_D \cdot \frac{T_H - T_C}{T_H} \cdot \exp(-\lambda_i t_r) & (\text{when } T_C \leq T_H < T_C + H_D) \\ 0 & (\text{when } T_H < T_C) \end{cases} \quad (6.4)$$

ここで、

- $Cr(i)$: 掘削後の表層土壌中核種 i 濃度(Bq/kg)
 F_D : 埋設時における充填材による希釈係数(-)
 H_D : 処分場深さ (覆土を除く)(m)
 T_H : 掘削深さ(m)
 T_C : 覆土厚さ(m)
 λ_i : 核種 i の物理的崩壊定数(y^{-1})
 t_r : 処分場閉鎖時から評価時点までの期間(y)

である。なお、本サブシナリオでは、評価時点までの核種の減少は、処分場閉鎖時点から評価時点までの期間の物理的崩壊のみを考慮し、処分場跡地外部への漏出等の影響は考慮しない。また、保守的な評価として、掘削深さが覆土厚さと処分場深さの和を超えた場合でも、処分場より深いところにある土壌による希釈の影響は考慮しないとして解析を行うことも可能である。

この場合は、(6.4)式の上段の式の代わりに、中段の式が用いられる。

本コードでは、処分場の形状として直方体を仮定し、その容量を以下の式で与えることとする。

$$V_D = L_D \cdot W_D \cdot H_D \quad (6.5)$$

ここで、

V_D : 処分場容量(m³)

L_D : 処分場長さ(m)

W_D : 処分場幅(m)

である。また、廃棄物と充填材はある比率で混合され、その混合されたものを処分場に埋設し、処分場容量がそれよりも多い場合はさらに同一の比率で放射性核種を含まない廃棄物と充填材が加えられると仮定する。なお、処分場内では廃棄物と充填材は均一に混合されるとする。この場合、廃棄物と充填材の混合物が廃棄物処分場の容量を上回る場合と下回る場合で、埋設時における充填材による希釈係数を求める式が以下のように異なる。

$$F_D = \begin{cases} \frac{(1-R_B)(1-\varepsilon_C)\rho_C}{(1-R_B)(1-\varepsilon_C)\rho_C + R_B(1-\varepsilon_B)\rho_B} & (\text{when } \frac{W_C}{(1-R_B)(1-\varepsilon_C)\rho_C} \geq V_D) \\ \frac{W_C}{V_D \left\{ (1-R_B)(1-\varepsilon_C)\rho_C + R_B(1-\varepsilon_B)\rho_B \right\}} & (\text{when } \frac{W_C}{(1-R_B)(1-\varepsilon_C)\rho_C} < V_D) \end{cases} \quad (6.6)$$

ここで、

W_C : 廃棄物処分量(kg)

ε_C : 廃棄物間隙率(-)

ρ_C : 廃棄物真密度(kg/m³)

R_B : 廃棄物と充填材の混合物中充填材割合 (体積比)(-)

ε_B : 充填材間隙率(-)

ρ_B : 充填材真密度(kg/m³)

である。なお、 $F_D > 1$ の場合は $F_D = 1$ とする。また、(6.6)式を使用した場合、確率論的解析では廃棄物と充填材の物性がそれぞれ個別に変動することになるが、廃棄物と充填材の物性が常に同一であるとして解析を行うことも可能である。

跡地利用サブシナリオにおける作業員（跡地における宅地の建設作業等）の外部被ばく及び吸入による内部被ばく線量は、操業サブシナリオと同様に以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = Cr(i) \cdot Fs_w(i) \cdot t_w \cdot DF_{w,ext}(i) \quad (6.7)$$

$$D_{inh}(i) = Cr(i) \cdot Cd_w \cdot Br_w \cdot t_w \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.8)$$

また、跡地利用サブシナリオにおける居住者の外部被ばく及び吸入による内部被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = Cr(i) \cdot Fs_r(i) \cdot t_r \cdot DF_{r,ext}(i) \quad (6.9)$$

$$D_{inh}(i) = Cr(i) \cdot Cd_r \cdot Br_r \cdot t_r \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.10)$$

ここで、

- $Fs_r(i)$: 居住者に対する核種 i の外部被ばくに関する遮蔽係数(-)
- t_r : 年間居住時間(h/y)
- $DF_{r,ext}(i)$: 居住時における核種 i の外部被ばく線量係数 ((Sv/h)/(Bq/kg))
- Cd_r : 居住時の空气中ダスト濃度(kg/m³)
- Br_r : 居住者の呼吸率(m³/h)

である。農耕作業者についても同様に以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = Cr(i) \cdot Fs_a(i) \cdot t_a \cdot DF_{a,ext}(i) \quad (6.11)$$

$$D_{inh}(i) = Cr(i) \cdot Cd_a \cdot Br_a \cdot t_a \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.12)$$

ここで、

- $Fs_a(i)$: 農耕作業者に対する核種 i の外部被ばくに関する遮蔽係数(-)
- t_a : 年間農耕作業時間(h/y)
- $DF_{a,ext}(i)$: 農耕作業時における核種 i の外部被ばく線量係数 ((Sv/h)/(Bq/kg))
- Cd_a : 農耕作業時の空气中ダスト濃度(kg/m³)
- Br_a : 農耕作業者の呼吸率(m³/h)

である。

跡地利用サブシナリオにおける農作物 k の摂取による内部被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(i) = Cr(i) \cdot Tv_k(i) \cdot Fr \cdot Fv \cdot Qv_k \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.13)$$

ここで、

- $D_{ing}(i)$: 農作物の摂取に伴う核種 i による内部被ばく線量(Sv/y)
- $Tv_k(i)$: 土壌から農作物 k への核種 i の移行係数((Bq/kg-wet)/(Bq/kg-dry))
- Fr : 根圏における核種を含む土壌の割合(-)
- Fv : 農作物の市場係数(-)
- Qv_k : 農作物 k の年間摂取量(kg-wet/y)
- $DF_{ing}(i)$: 核種 i の経口摂取による内部被ばく線量係数(Sv/Bq)

である。なお、本モデルでは、(6.4)式で示したように、耕作地土壌中核種濃度は、掘削によって覆土と廃棄物が混合することを想定して算出される。この場合根圏における核種を含む土壌の割合 Fr は1である。これに対し、覆土と廃棄物層が混合していない場合について解析を行う場合、すなわち耕作地土壌表層は覆土であるため放射性核種を含まないが、農作物の根が覆土より深い廃棄物層に達して放射性核種を吸収することを想定する場合は、覆土厚さの入力値を0とし、根圏における核種を含む土壌の割合 Fr を根の深さと覆土厚さの関係から設定することによって解析することができる。

畜産物 m の摂取による内部被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(i) = Cr(i) \cdot Tv_g(i) \cdot Fr \cdot Fg \cdot Qg_m \cdot Tl_m(i) \cdot Fl \cdot Ql_m \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.14)$$

ここで、

- $D_{ing}(i)$: 畜産物の摂取に伴う核種 i による内部被ばく線量(Sv/y)
- $Tv_g(i)$: 土壌から飼料作物への核種 i の移行係数((Bq/kg-dry)/(Bq/kg-dry))
- Fg : 放射性核種を含む飼料の混合割合(-)

- Qg_m : 畜産物 m を生産する家畜の飼料摂取量(kg-dry/d)
 $Tl_m(i)$: 摂取物から畜産物 m への核種 i の移行係数(d/kg or d/m³)
 Fl : 畜産物の市場係数(-)
 Ql_m : 畜産物 m の年間摂取量(kg/y or m³/y)

である。なお、ここでは農作物及び畜産物の輸送や調理等による核種の減少の影響は考慮していない。

(3)地下水移行サブシナリオ

地下水移行サブシナリオは、クリアランスされた廃棄物を処分した廃棄物処分場から放射性核種が降雨浸透水によって漏出して地下水に移行し、その地下水を利用することにより被ばくするシナリオである。降雨浸透水によって廃棄物処分場底面から処分場地下深部に漏出した放射性核種は、通気層を経て帯水層に達し、帯水層中を地下水流によって移行した後、下流側にある井戸によって汲み上げられる。本コードでは、井戸水は、飲用、農畜産物の生産あるいは淡水産物の養殖に利用されるとし、各経路毎に被ばく線量が最大となる時点における被ばく線量を評価する。なお、河川に放射性核種を含む地下水が流入し、その河川水を本サブシナリオと同様の経路で利用する場合の評価については、地下水が河川水によって希釈される割合を希釈係数に入力することによって対応することができる。

廃棄物処分場から漏出する核種フラックスは、IAEA TECDOC-401¹¹⁾に基づき、時間の関数として以下の式で与える。

$$J(t,i) = \eta(i) \cdot I_0(i) \cdot \exp\left\{-\left(\eta(i) + \lambda_i\right)t\right\} \quad (6.15)$$

ここで、

- $J(t,i)$: 時点 t における核種 i の廃棄物処分場からのフラックス(Bq/y)
 $\eta(i)$: 核種 i の漏洩係数(y⁻¹)
 $I_0(i)$: 核種 i の廃棄物処分場における初期存在量(Bq)

である。ここで、廃棄物と充填材の混合物が、廃棄物処分場の容量より小さい場合は、クリアランスされた廃棄物の全量を当該処分場に埋設することが可能であるため、核種 i の廃棄物処分場における初期存在量はクリアランスされた廃棄物に含まれる核種の全量と等しく、以下の式で与えられる。

$$I_0(i) = Cc(i) \cdot W_c \quad (6.16)$$

これに対し、廃棄物と充填材の混合物が廃棄物処分場の容量より大きい場合は、超過部分の廃棄物の評価について、評価に加える場合（近傍の他の処分場に埋設され、評価対象者に対して影響が重畳する場合）と、評価に加えない場合（評価対象者に対して複数の処分場の影響が重畳しない場合）の二種類が考えられる。前者の場合は初期核種存在量は全量処分されるとするが、後者では処分場内の超過分だけ初期核種存在量が減少する。すなわち、前者の場合は(6.16)式で与えられる初期存在量を用い、後者の場合は核種 i の廃棄物処分場における初期存在量を以下の式で与える。

$$I_0(i) = Cc(i) \cdot V_D(1 - R_B)(1 - \epsilon_c)\rho_c \quad (6.17)$$

これらのいずれの考え方を用いるかは入力フラグによって選択する。

漏洩係数は、放出係数法と分配係数法のいずれかで算出する。放出係数法は核種の漏洩について放出係数を用いて評価する方法であり、核種 i の漏洩係数は以下の式で与えられる¹¹⁾。

$$\eta(i) = \frac{(Pr_D - Er_D)(1 - Rn_D)}{H_D} \eta_0(i) \quad (6.18)$$

ここで、

- Pr_D : 廃棄物処分場における降水量(m/y)
- Er_D : 廃棄物処分場における蒸発散量(m/y)
- Rn_D : 廃棄物処分場における Run-off 係数(-)
- $\eta_0(i)$: 核種 i の放出係数(-)

である。分配係数法は、廃棄物及び充填材の混合物において、核種が固相－液相間で分配平衡にあるとする方法であり、核種 i の漏洩係数は分配係数を用いて以下の式で与えられる¹²⁾。

$$\eta(i) = \frac{(Pr_D - Er_D)(1 - Rn_D)}{H_D \{Rf_C \cdot \varepsilon_C (1 - R_B) + Rf_B \cdot \varepsilon_B \cdot R_B\}} \quad (6.19)$$

$$Rf_C = 1 + \frac{1 - \varepsilon_C}{\varepsilon_C} \rho_C \cdot Kd_C(i) \quad (6.20)$$

$$Rf_B = 1 + \frac{1 - \varepsilon_B}{\varepsilon_B} \rho_B \cdot Kd_B(i) \quad (6.21)$$

ここで、

- $Kd_C(i)$: 廃棄物における核種 i の分配係数(m³/kg)
- $Kd_B(i)$: 充填材における核種 i の分配係数(m³/kg)

である。

通気層における核種の移行は、核種が通気層内を移行する際の時間遅れによる物理的減衰のみを考慮する。すなわち、通気層を移行した後の帯水層に対する核種フラックスは以下の式で与えられる。

$$J_s(t, i) = \begin{cases} J(t - t_U, i) \exp(-\lambda_i t_U) & \text{when } t \geq t_U \\ 0 & \text{when } t < t_U \end{cases} \quad (6.22)$$

$$t_U = \frac{T_U \cdot \varepsilon_U \cdot \theta_U}{(Pr_D - Er_D)(1 - Rn_D)} \left\{ 1 + \frac{1 - \varepsilon_U}{\theta_U \varepsilon_U} \rho_U \cdot Kd_U(i) \right\} \quad (6.23)$$

ここで、

- $J_s(t, i)$: 時点 t における帯水層への核種 i のフラックス(Bq/y)
- T_U : 通気層厚さ(m)
- ε_U : 通気層間隙率(-)
- θ_U : 通気層水分飽和度(-)
- ρ_U : 通気層真密度(kg/m³)
- $Kd_U(i)$: 通気層における核種 i の分配係数(m³/kg)

である。

帯水層における核種の移行は、1次元移流モデルと、1次元移流分散モデルの2種類の手法から選択する。1次元移流モデルは、帯水層中における核種の拡散や分散を考慮せず、通気層から帯水層に漏出した核種が、ピストン流で下流に移行すると仮定する。すなわち、移行による時間遅れに起因する物理的減衰のみを考慮する。この場合、ある時点における井戸の位置での地下水核種濃度は以下の式で与えられる。

$$C_s(t,i) = \int_0^t \frac{J_s(t',i)}{U_d} \exp\{-\lambda_i(t-t')\} \cdot \delta(t-t') dt' \quad (6.24)$$

$$\delta(t) = \begin{cases} 1 & \text{when } \frac{L_s}{v_d Rf_s} \leq t \leq \frac{L_D + L_s}{v_d Rf_s} \\ 0 & \text{when } t < \frac{L_s}{v_d Rf_s} \text{ or } t > \frac{L_D + L_s}{v_d Rf_s} \end{cases} \quad (6.25)$$

$$Rf_s = 1 + \frac{1-\varepsilon_s}{\varepsilon_s} \rho_s \cdot Kd_s(i) \quad (6.26)$$

ここで、

- $C_s(t,i)$: 時点 t における井戸の位置での地下水中核種 i 濃度(Bq/m³)
- U_d : 廃棄物処分場下流側における地下水流量(m³/y)
- v_d : 廃棄物処分場下流側における地下水実流速(m/y)
- L_s : 廃棄物処分場下流端から井戸までの距離(m)
- ε_s : 帯水層間隙率(-)
- ρ_s : 帯水層真密度(kg/m³)
- $Kd_s(i)$: 帯水層における核種 i の分配係数(m³/kg)

である。本コードでは、(6.24)式を時間差分によって解析する。差分による1次元移流モデルの概念図（時間刻み： Δt ）を Fig. 6.5 に示す。

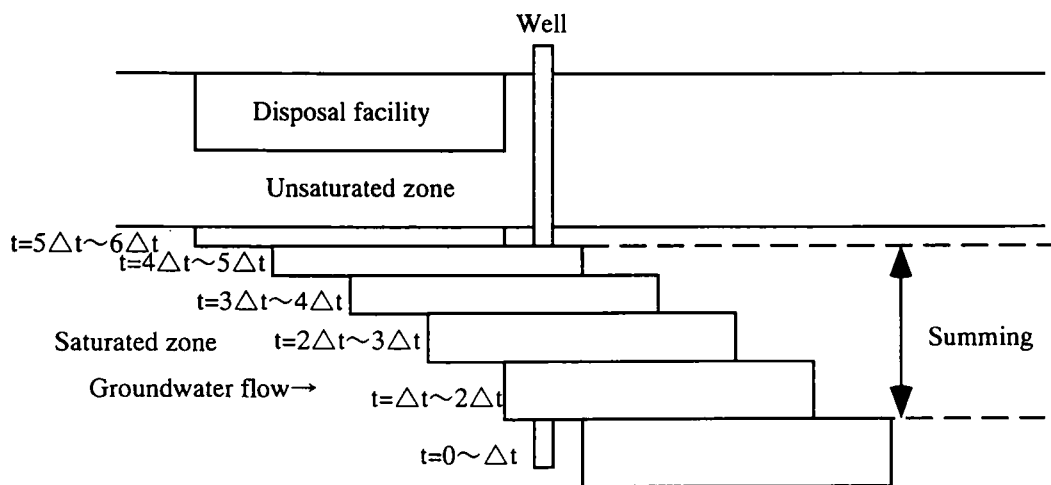


Fig. 6.5 Conceptual illustration of 1 dimensional advection model.

1次元移流分散モデルでは、廃棄物処分場を流れ方向に分割し、それぞれの位置の midpoint をポイントソースとした場合の、井戸の位置における解析解¹³⁾を時間及び空間について重ね合わせによって導く。1次元移流分散モデルの概念図を Fig. 6.6 に示す。

地下水流速は、ダルシー流速、実流速のいずれでも入力可能である。また、地下水流速を廃棄物処分場上流側の流量として入力した場合は、廃棄物処分場における浸透水を加えた量を地下水流速として使用する。すなわち、以下の式を用いて、廃棄物処分場下流端における地下水流量を算出し、その値からダルシー流速及び実流速を算出する。

$$U_d = T_s \cdot W_D \cdot u_u + L_D \cdot W_D (Pr_D - Er_D)(1 - Rn_D) \quad (6.27)$$

ここで、

T_s : 帯水層厚さ(m)

u_u : 廃棄物処分場上流側ダルシー流速(m/y)

である。

井戸水中核種濃度は、井戸の汲み上げによって周囲の放射性核種を含まない水の流入を考慮し、以下の式で与える。

$$Cw(t,i) = Cs(t,i) \cdot Rw \quad (6.28)$$

ここで、

$Cw(t,i)$: 時点 t における井戸水中核種 i 濃度(Bq/m³)

Rw : 井戸水に対する放射性核種を含む地下水の混合割合(-)

である。

井戸水を飲料水として使用することによる内部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(t,i) = Cw(t,i) \cdot Qw \cdot Fw \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.29)$$

ここで

$D_{ing}(t,i)$: 時点 t における核種 i による内部被ばく線量(Sv/y)

Qw : 飲料水摂取量(m³/y)

Fw : 飲料水の希釈係数(-)

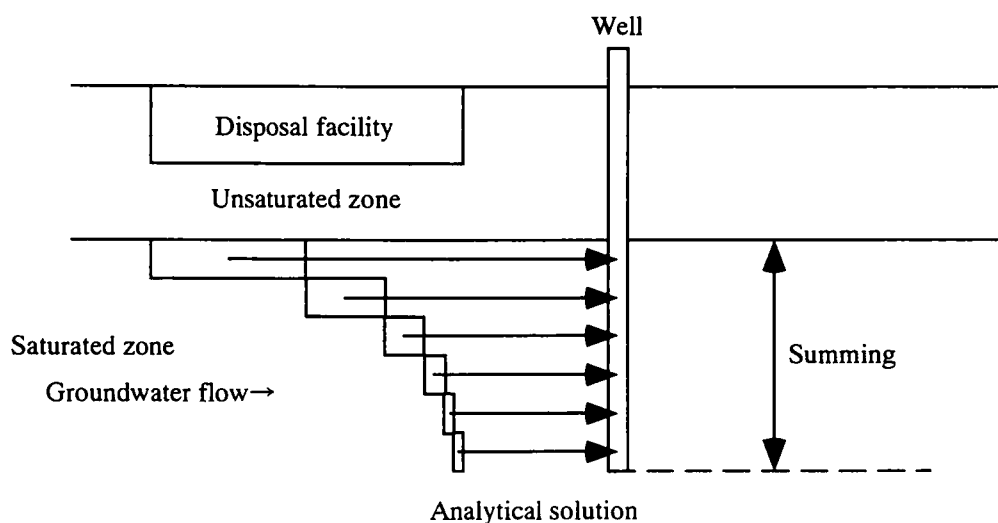


Fig. 6.6 Conceptual illustration of 1 dimensional advection-diffusion model.

である。

井戸水を灌漑水として使用する場合、灌漑を行う耕作地土壌（以下灌漑土壌と記述する）中の核種濃度は以下の常微分方程式で与えられる。

$$\frac{dCi_k(t,i)}{dt} = \frac{Cw(t,i) \cdot Ir_k \cdot Fi}{T_a \cdot (1 - \varepsilon_a) \cdot \rho_a} - \{\lambda_i + \lambda_{i_k}(i)\} Ci_k(t,i) \quad (6.30)$$

$$\lambda_{i_k}(i) = \frac{(Pr_a - Er_a)(1 - Rn_a) + Ir_k}{T_a \{ \varepsilon_a \theta_a + (1 - \varepsilon_a) \cdot \rho_a \cdot Kd_a(i) \}} \quad (6.31)$$

ここで、

- $Ci_k(t,i)$: 時点 t における農作物 k を生産する灌漑土壌中核種 i 濃度(Bq/kg)
- Ir_k : 農作物 k を生産する灌漑土壌に対する灌漑水量(m/y)
- Fi : 灌漑水中核種の土壌への残留割合(-)
- T_a : 灌漑土壌の実効耕作深さ(m)
- ε_a : 灌漑土壌間隙率(-)
- ρ_a : 灌漑土壌真密度(kg/m³)
- Pr_a : 灌漑土壌における降水量(m/y)
- Er_a : 灌漑土壌における蒸発散量(m/y)
- Rn_a : 灌漑土壌における Run-off 係数(-)
- θ_a : 灌漑土壌中水分飽和度(-)
- $Kd_a(i)$: 灌漑土壌中における核種 i の分配係数(m³/kg)

である。灌漑土壌中核種濃度は、当該評価時点から入力によって設定された期間さかのぼった時点を初期条件（灌漑土壌中核種濃度 = 0）とし、その時点から評価時点までの期間における灌漑土壌中核種濃度の経時変化を、ルンゲ＝クッタ法を用いて(6.30)式を解くことによって求める。

灌漑土壌において農耕作業を行う農耕作業者の外部被ばく及び吸入による内部被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(t,i) = Ci_k(t,i) \cdot Fs_a(i) \cdot t_a \cdot DF_{a,ext}(i) \quad (6.32)$$

$$D_{inh}(t,i) = Ci_k(t,i) \cdot Cd_a \cdot Br_a \cdot t_a \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.33)$$

ここで、

- $D_{ext}(t,i)$: 時点 t における核種 i による外部被ばく線量(Sv/y)
- $D_{inh}(t,i)$: 時点 t における核種 i による吸入経路の内部被ばく線量(Sv/y)

である。牧畜を行うために飼料作物を栽培する耕作地を灌漑する場合の農耕作業者の外部被ばく及び吸入による内部被ばく線量も同一の数式で求められる。

灌漑された農作物 k の摂取に伴う核種 i による内部被ばく線量は、農作物への放射性核種の移行経路として、灌漑土壌からの経根吸収経路及び灌漑水の直接沈着経路を考慮し、以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(t,i) = Cv_k(t,i) \cdot Fv \cdot Qv_k \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.34)$$

$$Cv_k(t,i) = Ci_k(t,i) \cdot Tv_k(i) + \frac{Cw(t,i) \cdot Id_k \cdot Fi_k \cdot [1 - \exp\{-(\lambda_i + \lambda_w)t_{vk}\}]}{(\lambda_i + \lambda_w) \cdot Y_k} \quad (6.35)$$

ここで、

- $D_{ing}(t,i)$: 時点 t における核種 i による経口摂取経路の内部被ばく線量(Sv/y)
- $Cv_k(t,i)$: 時点 t における農作物 k 中核種 i 濃度(Bq/g-wet)
- Id_k : 農作物 k に対する日単位の灌漑水量(m/d)
- Fi_k : 農作物 k における灌漑水中核種の可食部への沈着割合(-)
- λ_w : 農作物に沈着した核種のウェザリングによる除去係数(d⁻¹)
- t_{vk} : 農作物 k の生育期間(d)
- Y_k : 農作物 k の生産密度(kg-wet/m²)

である。なお、本コードでは、5種類の農作物（飼料作物を含む）について同時に解析することが可能である。

畜産物の摂取による内部被ばくは、井戸水を飼料作物の灌漑水として使用する経路と、井戸水を飼育水（家畜飲用水）として使用する経路の2つの経路が考えられる。これらの方法によって生産された畜産物 m の摂取に伴う核種 i による内部被ばく線量は、飼料作物に対しては農作物と同様に灌漑土壌からの経根吸収経路及び灌漑水の直接沈着経路を考慮し、飼育水については家畜が直接井戸水を摂取することを考慮して、以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(t,i) = \{Cl_m(t,i) + Cd_m(t,i)\} \cdot Fl \cdot Ql_m \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.36)$$

$$Cl_m(t,i) = Cv_g(t,i) \cdot Fg \cdot Qg_m \cdot Tl_m(i) \quad (6.37)$$

$$Cd_m(t,i) = Cw(t,i) \cdot Qd_m \cdot Tl_m(i) \quad (6.38)$$

$$Cv_g(t,i) = Ci_g(t,i) \cdot Tv_g(i) + \frac{Cw(t,i) \cdot Id_g \cdot Fi_g \cdot [1 - \exp\{-(\lambda_i + \lambda_w)t_{vg}\}]}{(\lambda_i + \lambda_w) \cdot Y_g} \quad (6.39)$$

ここで、

- $Cl_m(t,i)$: 時点 t における飼料作物の摂取に起因する畜産物 m 中核種 i 濃度 (Bq/kg or Bq/m³)
- $Cd_m(t,i)$: 時点 t における飼育水の摂取に起因する畜産物 m 中核種 i 濃度 (Bq/kg or Bq/m³)
- $Ci_g(t,i)$: 時点 t における飼料作物を生産する灌漑土壌中核種 i 濃度(Bq/kg)
- Qd_m : 畜産物 m を生産する家畜の飲用水摂取量(m³/d)
- Id_g : 飼料作物に対する日単位の灌漑水量(m/d)
- Fi_g : 飼料作物における灌漑水中核種の飼料部位への沈着割合(-)
- t_{vg} : 飼料作物の生育期間(d)
- Y_g : 飼料作物の生産密度(kg-dry/m²)

である。なお、本コードでは、5種類の畜産物について同時に解析することが可能である。また、本コードでは、飼料作物経路と飼育水経路の和の最大線量を出力するため、飼料作物と飼育水の影響を個別に評価する場合は、それぞれ他方の摂取量を0として個別に解析を行う必要

がある。

井戸水を養殖水として使用した場合の養殖淡水産物 n の摂取に伴う核種 i による内部被ばく線量は、以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(t,i) = Cf_n(t,i) \cdot Ff \cdot Qf_n \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.40)$$

$$Cf_n(t,i) = Cw(t,i) \cdot Rf \cdot Tf_n(i) \quad (6.41)$$

ここで、

$Cf_n(t,i)$: 時点 t における養殖淡水産物 n 中核種 i 濃度 (Bq/kg)

Ff : 養殖淡水産物の市場係数(-)

Qf_n : 養殖淡水産物 n の年間摂取量(kg/y)

Rf : 養殖における地下水利用率(-)

$Tf_n(i)$: 養殖淡水産物 n に対する核種 i の濃縮係数 (m³/kg)

である。なお、本コードでは2種類の淡水産物について同時に解析することが可能である。

6.2.3.2 再利用シナリオ

再利用シナリオは、発生した廃棄物が前処理、溶融等の過程を経て新たな製品として再生されるか、あるいはそのままの形態で再使用されることにより、公衆に被ばくをもたらすシナリオである。ここでは前処理、溶融等の過程を経て新たな製品として再生されるシナリオを「再生利用サブシナリオ」、そのままの形態で再使用されるシナリオを「再使用サブシナリオ」と記述する。再利用シナリオにおける被ばく経路の概念図を Fig. 6.7 に示す。

(1)再生利用サブシナリオ

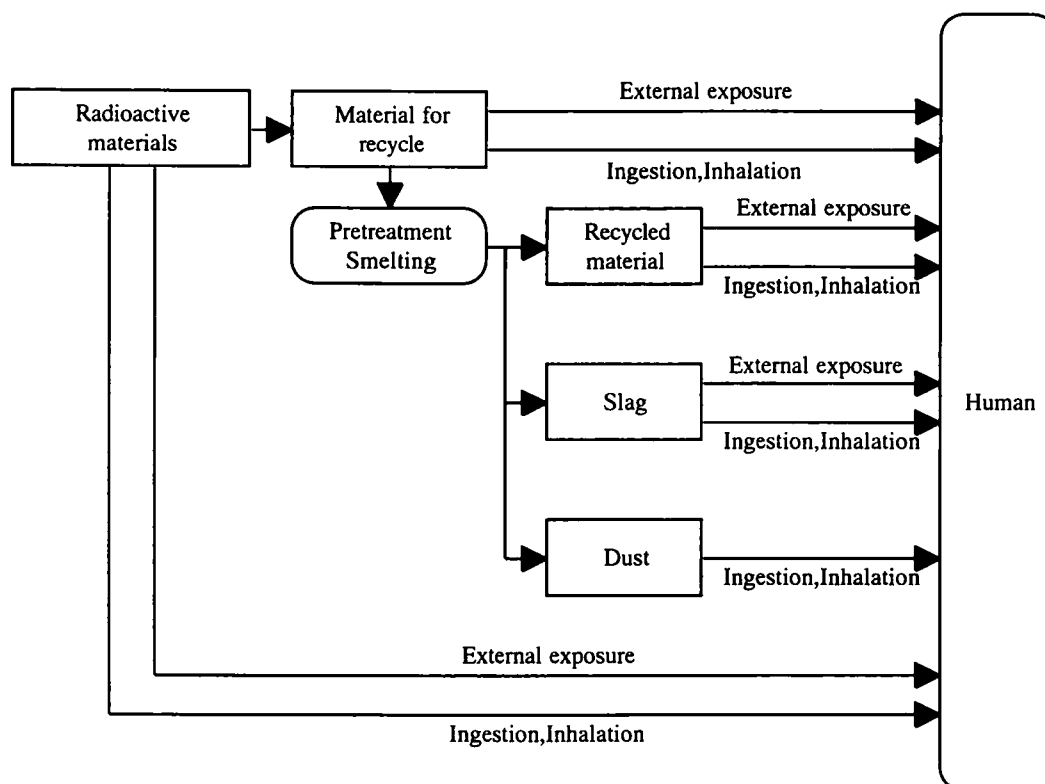


Fig. 6.7 Exposure pathways of Recycle/reuse scenario.

再生利用サブシナリオは、発生した廃棄物について、前処理や溶融の過程を経て、新たな製品として再生されることに起因する被ばく線量を評価する。このサブシナリオでは、再生製品を作る過程に起因して発生する被ばく経路と、製造された再生製品に起因する被ばく経路が考えられる。

クリアランスされた廃棄物は、再生利用されるまでに、様々な要因により希釈される可能性が想定される。また、被ばくが生じる時点までに放射性核種は物理的崩壊により減衰する。このため本コードでは、希釈過程を5種類まで考慮し得るように、以下の式によって再生利用対象物質中核種濃度を評価する。

$$C_{m,r}(i) = Cc_0(i) \cdot DF_1 \cdot DF_2 \cdot DF_3 \cdot DF_4 \cdot DF_5 \cdot \exp(-\lambda_i t_p) \quad (6.42)$$

ここで、

- $C_{m,r}(i)$: 再生利用対象物質中核種 i 濃度 (Bq/kg)
- $Cc_0(i)$: クリアランス対象廃棄物中核種 i 濃度 (Bq/kg)
- DF_1 : クリアランス対象廃棄物の希釈係数 -1(-)
- DF_2 : クリアランス対象廃棄物の希釈係数 -2(-)
- DF_3 : クリアランス対象廃棄物の希釈係数 -3(-)
- DF_4 : クリアランス対象廃棄物の希釈係数 -4(-)
- DF_5 : クリアランス対象廃棄物の希釈係数 -5(-)
- λ_i : 核種 i の物理的崩壊定数 (y^{-1})
- t_p : クリアランスされてから評価時点までの期間 (y)

である。なお、核種毎に異なった希釈係数を用いることも可能である。

前処理や溶融の過程を経て生産される再生品、溶融の際に発生するダストやスラグの濃度は、以下の式で評価する。

$$C_{m,p}(i) = C_{m,r}(i) \cdot R_c \cdot R_p \cdot TF_p(i) \quad (6.43)$$

$$C_{m,s}(i) = C_{m,r}(i) \cdot R_c \cdot R_p \cdot TF_s(i) \cdot CF_s \quad (6.44)$$

$$C_{m,d}(i) = C_{m,r}(i) \cdot R_c \cdot R_p \cdot TF_d(i) \cdot CF_d \quad (6.45)$$

ここで、

- $C_{m,p}(i)$: 再生製品中核種 i 濃度 (Bq/kg)
- $C_{m,d}(i)$: ダスト中核種 i 濃度 (Bq/kg)
- $C_{m,s}(i)$: スラグ中核種 i 濃度 (Bq/kg)
- R_c : 再生品原料中当該再生利用対象物質割合 (-)
- R_p : 再生品原料市場係数 (-)
- $TF_p(i)$: 核種 i 濃度の製品への移行割合 (-)
- $TF_s(i)$: 核種 i 濃度のスラグへの移行割合 (-)
- CF_s : スラグへのみかけの濃縮係数 (-)
- $TF_d(i)$: 核種 i 濃度のダストへの移行割合 (-)
- CF_d : ダストへのみかけの濃縮係数 (-)

である。本コードでは、これらの式によって算出される再生利用対象物質、再生製品、スラグ及びダスト（以下これらをまとめて「基準物質」と記述する）中の核種濃度を用いて、各経路

における被ばく線量を評価する。

外部被ばく経路は、ダストを除く基準物質が関連する。被ばく期間における核種の崩壊を考慮しない場合、外部被ばく線量以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot F_s \cdot t_e \cdot DF_{ext}(i) \quad (6.46)$$

ここで、

$D_{ext}(i)$: ある評価対象経路に起因する核種 i による外部被ばく線量(Sv/y)

$C_m(i)$: 評価対象経路の基準物質中核種 i 濃度 (Bq/kg)

D_m : 評価対象経路における希釈係数 (-)

F_s : 評価対象経路における遮蔽係数 (-)

t_e : 評価対象経路における年間被ばく時間 (h/y)

$DF_{ext}(i)$: 評価対象経路における核種 i の外部被ばく線量係数 ((Sv/h)/(Bq/kg))

である。このように、被ばく期間における核種の崩壊を考慮しないモデルを「モデル1」と記述する。

また、被ばく期間における核種の崩壊を考慮する場合は、外部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot F_s \cdot t_e \cdot DF_{ext}(i) \cdot \frac{1 - \exp(-\lambda_i t_i)}{\lambda_i t_i} \quad (6.47)$$

ここで

t_i : 被ばく積算期間 (y)

である。このように、被ばく期間における核種の崩壊を考慮するモデルを「モデル2」と記述する。なお、上記条件において、基準物質が建築材の粗骨材として使用される場合は、外部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ext}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot F_s \cdot t_e \cdot DF_{ext}(i) \cdot \frac{1 - \exp(-\lambda_i t_i)}{\lambda_i t_i} \cdot \frac{F_g}{\rho_c} \quad (6.48)$$

ここで、

F_g : 粗骨材量 (kg/m³)

ρ_c : 建築材密度(kg/m³)

である。本モデルを「粗骨材モデル」と記述する。

吸入による内部被ばくは、全ての基準物質が関連する。吸入による内部被ばく線量（モデル1）は一般に以下の式で与えられる。

$$D_{inh}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot C_d \cdot R_b \cdot t_e \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.49)$$

ここで、

$D_{inh}(i)$: ある評価対象経路に起因する核種 i の吸入による内部被ばく線量(Sv/y)

C_d : 評価対象経路における空气中ダスト濃度(kg/m³)

R_b : 評価対象経路における呼吸率(m³/h)

$DF_{inh}(i)$: 核種 i の吸入による内部被ばく線量係数 (Sv/Bq)

である。被ばく期間における核種の減衰を考慮する場合（モデル2）は、吸入による内部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{inh}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot C_d \cdot R_b \cdot t_e \cdot DF_{inh}(i) \cdot \frac{1 - \exp(-\lambda_i t_i)}{\lambda_i t_i} \quad (6.50)$$

経口摂取による内部被ばくは、腐食モデル、溶解モデル及び農作物モデルの三種類のモデルを考慮する。

(a)腐食モデル

再生製品がフライパン等の食器等である場合に、その製品の腐食により核種が食品に混入し、その食品とともに経口摂取される経路を評価する。本経路の基準物質は再生製品である。内部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot R_m \cdot A_m \cdot \rho_m \cdot Q_m \cdot t_m \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.51)$$

ここで、

- $D_{ing}(i)$: ある評価対象物に起因する核種*i*の摂取による内部被ばく線量(Sv/y)
- R_m : 評価対象物の腐食速度(cm/h)
- A_m : 評価対象物の表面積(cm²)
- ρ_m : 評価対象物の密度(kg/cm³)
- Q_m : 評価対象物の腐食による摂取割合(-)
- t_m : 評価対象物の年間使用時間(h/y)
- $DF_{ing}(i)$: 核種*i*の経口摂取による内部被ばく線量係数 (Sv/Bq)

である。

(b)溶解モデル

再生製品が水道管や飲料水缶等である場合に、その製品が水中に溶解することによって経口摂取される経路を評価する。本経路の基準物質は再生製品である。内部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot Q_w \cdot C_w \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.52)$$

ここで

- Q_w : 評価対象飲用物の摂取量(m³/y)
- C_w : 評価対象飲用物中評価対象物濃度(kg/m³)

である。

(c)農作物モデル

破碎や溶融の過程において、破碎された再生利用対象物質や溶融によって生じるダストが、破碎や溶融をする工場から近傍の農作物及び耕作地土壤に沈着して経口摂取される経路を評価する。本経路には全ての基準物質が関連する。本経路による内部被ばく線量は以下の式で与えられる。

$$D_{ing}(i) = C_m(i) \cdot D_m \cdot C_d \cdot V_g \cdot \left[\frac{TF_v(i) \cdot F_d \cdot F_r}{P} \cdot \frac{1 - \exp(-\lambda_i t_r)}{\lambda_i t_r} + \frac{F_g \cdot F_v \cdot F_e}{Y} \cdot \frac{1 - \exp\{-(\lambda_i + \lambda_w) \cdot t_g\}}{(\lambda_i + \lambda_w) t_g} \right] \cdot Q_v \cdot F_m \cdot F_c \cdot \exp(-\lambda_i t_i) \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.53)$$

ここで、

V_g	: 核種の沈着速度(m/y)
$TF_v(i)$: 核種 i の土壌－農作物移行係数((Bq/kg)/(Bq/kg))
F_d	: 空気中ダストの地表面への沈着割合(-)
F_r	: 沈着した核種の耕作地土壌への残存割合(-)
P	: 土壌実効表面密度(kg/m ²)
t_r	: 当該基準物質の放出期間(y)
F_g	: 栽培期間年間比(-)
F_v	: 核種の農作物表面への沈着割合(-)
F_e	: 農作物表面へ沈着した核種の可食部への移行割合(-)
λ_w	: ウェザリングによる除去係数(y ⁻¹)
t_g	: 農作物の生育期間(y)
Y	: 農作物の生産密度(kg/m ²)
Q_v	: 農作物摂取量(kg/y)
F_m	: 農作物市場係数(-)
F_c	: 調理による核種の残留率(-)
t_i	: 農作物輸送時間(y)

である。なお、本評価式では、保守的な仮定として、耕作地上の空気中におけるダストが全て破砕や溶融をする工場から放出された基準物質であるとしている。

(2)再使用サブシナリオ

再使用サブシナリオは、発生した廃棄物について、破砕や溶融の過程を経ることなく、同一の用途で使用するサブシナリオである。本サブシナリオでは、体積濃度に着目する場合は再生利用サブシナリオのモデルと同一であるため、ここでは表面汚染に関する被ばく線量評価を考慮する。ただし、除染等の過程も考えられるため、再生利用サブシナリオと同様に希釈過程を5種類まで考慮し得るように、以下の式によって再使用される機器の表面核種濃度を評価する。

$$C_{s,r}(i) = C_{s,0}(i) \cdot DF_1 \cdot DF_2 \cdot DF_3 \cdot DF_4 \cdot DF_5 \cdot \exp(-\lambda_i t_p) \quad (6.54)$$

ここで、

$C_{s,r}(i)$: 再使用物質表面核種 i 濃度 (Bq/m ²)
$C_{s,0}(i)$: クリアランス対象廃棄物表面核種 i 濃度(Bq/m ²)

である。

再使用物質に起因する外部被ばく線量は、再生利用サブシナリオと同様に、以下の式で評価する。

$$D_{ext}(i) = C_{s,r}(i) \cdot D_m \cdot F_s \cdot t_e \cdot DF_{s,ext}(i) \quad (6.55)$$

ここで、

$DF_{s,ext}(i)$: 評価対象物における核種 i の表面汚染に関する外部被ばく線量係数 ((Sv/h)/(Bq/m ²))
-----------------	---

である。

再使用物質に起因する吸入による内部被ばくは、表面に付着した核種が空気中に再浮遊し、その核種を吸入することが考えられる。本経路による内部被ばく線量は、再浮遊係数法を用いて以下の式で評価する。

$$D_{inh}(i) = C_{s,r}(i) \cdot D_m \cdot R_r \cdot R_b \cdot t_e \cdot DF_{inh}(i) \quad (6.56)$$

ここで、

R_r : 再浮遊係数(m⁻¹)

である。

再使用物質に起因する経口摂取による内部被ばくは、表面に付着した核種が剥離して手等に付着した後に、その核種を経口摂取する経路が考えられる。本経路による内部被ばく線量は、以下の式で評価する。

$$D_{ing}(i) = C_{s,r}(i) \cdot D_m \cdot Q_r \cdot DF_{ing}(i) \quad (6.57)$$

ここで、

Q_r : 剥離性汚染の経口摂取率(m²/h)

である。

(3)基準線量に対応するクリアランス廃棄物中核種濃度

再利用シナリオでは、あるクリアランス廃棄物中核種濃度における被ばく線量を評価する機能の他に、ある基準線量に対応するクリアランス廃棄物中核種濃度を評価する機能も備えている。基準線量に対応するクリアランス廃棄物中核種濃度は以下の式で評価される。

$$C_l = \frac{D_l}{D_0} \cdot C_0 \quad (6.58)$$

ここで、

C_l : 基準線量に対応するクリアランス廃棄物中核種濃度(Bq/kg or Bq/m²)

D_l : 基準線量(Sv/y)

D_0 : クリアランス廃棄物中核種単位濃度における被ばく線量(Sv/y)

C_0 : クリアランス廃棄物中核種単位濃度(Bq/kg or Bq/m²)

である。

6.2.4 統計解析コード

統計解析コードでは、被ばく線量評価コードで得られた解析結果の分布特性を把握するため、被ばく線量や、基準線量に対応するクリアランス廃棄物中核種濃度のCDFやCCDFを作成する。また、変動パラメータの変動がこれらの解析結果に与える影響を評価するため、ピアソンの相関係数やスピアマンの順位相関係数、偏順位相関係数等、変動パラメータと解析結果に関して6種類の相関係数^{14),15)}を算出する。なお、これらの係数は、農作物全量や、畜産物全量等、任意の経路における解析結果の和についても評価することができる。

6.3 コードシステムの適用^{2),7)}

主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの導出は、クリアランス対象廃棄物において重要と考えられる20核種について行われた。これらの核種について、埋設処分シナリオで41経路、再利用シナリオで32経路の決定論的解析を行い、クリアランスレベルの導出に関する被ばく線量の目安値とされた10μSv/yに相当するクリアランス対象廃棄物中核種濃度が最も低くなる経路(決定経路)における核種濃度がクリアランスレベルとされた。著者等は、このような方法で導出されたクリアランスレベルの妥当性検証のため、埋設処分シナリオにおいて重要

な経路と考えられた11経路及び再利用シナリオにおける全経路について、コードシステムPASCLRを使用してパラメータ不確実性解析を実施した。この結果に基づき、クリアランスレベルの導出において重要なパラメータを抽出するとともに、評価結果の変動特性を検討することにより、導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認した。

本解析のフローチャートをFig. 6.8に示す。各ステップにおける具体的な解析について以下に記述する。

(1)変動パラメータの選定

まず最初に、値が変動すると考えられるパラメータ、すなわち変動パラメータを選択した。原則として値が変動すると考えられるパラメータは全て変動パラメータとした。ただし、土壌からの外部被ばく線量係数及び内部被ばく線量係数は固定値とした。なお、再利用シナリオにおける外部被ばく線量係数は、対象となる物質の大きさの変動を考慮することによって、変動パラメータとして扱った。

(2)各パラメータの確率密度関数の設定

全ての変動パラメータについて、パラメータ値の分布型及び変動幅を考慮して確率密度関数(Probability density function; PDF)を設定した。PDFの分布型として、一様分布、対数一様分布、正規分布、対数正規分布の4種類の分布型を使用した。変動パラメータのPDFは、可能であれば、IAEA Technical Reports Series No. 364¹⁶⁾等、国際機関等が刊行した文献を参照した。このような方法でPDFを設定したパラメータとして、主な核種の土壌から農作物への移行係数や、帯水層中における核種の分配係数があげられる。また、日本における自然条件あるいは社会・日常生活に関するパラメータの一部は、政府による統計資料等を基に設定した。このようにしてPDFを設定したパラメータとして、廃棄物処分場の大きさや、農畜産物の年間個人摂取量等があげられる。これらの方法によってPDFを設定することができなかったパラメータについては、パラメータの意味合いを考慮して分布型及び変動幅を検討、判断することによって設定した。

例として、埋設処分シナリオ地下水移行サブシナリオ井戸水摂取経路に使用される変動パラメータのPDFを、決定論的解析で用いたパラメータ値、すなわち代表値とともにTable 6.1に示す。なお、本解析では、廃棄物処分場からの核種の漏洩は放出係数モデル、帯水層における核種の移行は1次元移流モデルを使用している。また、地下水流速はダルシー流速を変動パラメータとしている。Table 6.1において、正規分布及び対数正規分布の最大値及び最小値は、それぞれ0.1パーセンタイル値及び99.9パーセンタイル値を示している。放出係数及び帯水層における分配係数は、分布型はいずれの核種も対数正規分布であるが、最小値(0.1パーセンタイル値)及び最大値(99.9パーセンタイル値)は元素に依存した値である。なお、水素の帯水層における分配係数は0の固定値である。

(3)パラメータサンプリング

上記の検討の結果設定されたPDFを入力データとして、PASCLRのパラメータセット作成コードを使用して、パラメータサンプリングを行った。本解析では、解析結果の収束性を確認し、いずれの被ばく経路でもパラメータサンプリング数を1000個とした。なお、変動パラメータ間の相関は考慮せず、各パラメータ値は独立に変動するとした。

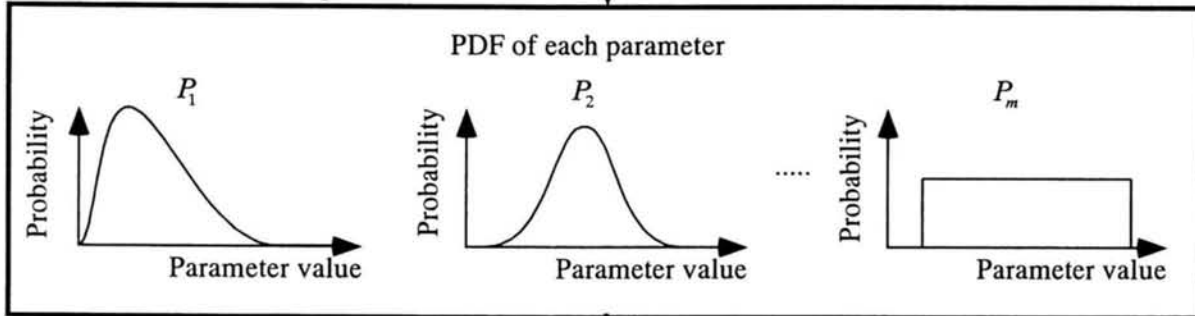
(4)被ばく線量評価

パラメータセット作成コードによって作成された変動パラメータセットファイルを使用し、被ばく線量コードによって各パラメータセットにおける被ばく線量評価を行った。なお、この

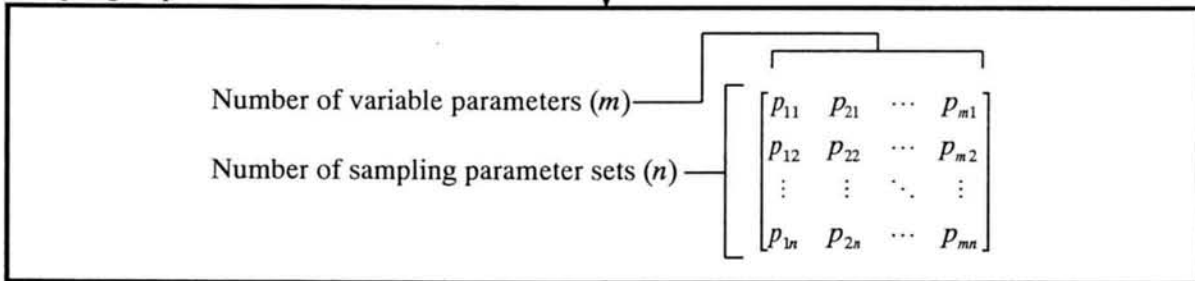
- Selection of variable parameters (number of variable parameters : m)

(P_1, P_2, \dots, P_m)

- Definition of PDF of each parameter



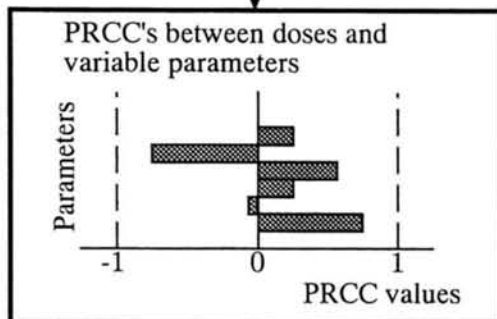
- Sampling of parameter sets



- Calculation by assessment models

$$\begin{aligned}
 y_1 &= f(p_{11}, p_{21}, \dots, p_{m1}) \\
 y_2 &= f(p_{12}, p_{22}, \dots, p_{m2}) \\
 &\vdots \\
 y_n &= f(p_{1n}, p_{2n}, \dots, p_{mn})
 \end{aligned}$$

- Analysis on the parameter importance



- Analysis on the variability of results

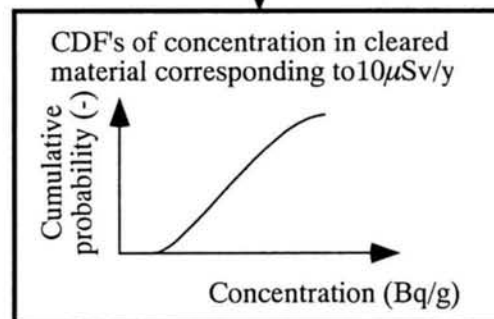


Fig. 6.8 Flow chart of stochastic approaches used in this analysis.

Table 6.1 PDFs of variable parameters used for calculation of 'ingestion of well water pathway'

Parameter	Unit	Minimum value	Maximum value	Distribution type	Deterministic value
Ratio of clearance material to total material	-	0.02	0.1	Uniform	0.1
Dilution factor of well water	-	0.1	1.0	Loguniform	0.33
Quantity of disposal waste from a reactor	ton	130000	500000	Uniform	500000
Bulk density of disposal waste	g/cm ³	1.0	2.3	Uniform	2.0
Infiltration rate into waste layer	m/y	0.1	1.0	Lognormal	0.4
Length of waste layer	m	70	700	Lognormal	200
Width of waste layer	m	70	700	Lognormal	200
Thickness of waste layer	m	2	60	Lognormal	10
Thickness of saturated zone	m	1	100	Loguniform	3
Darcy's velocity of groundwater	m/d	0.01	100	Lognormal	1
Real density of saturated zone	g/cm ³	2.60	2.76	Normal	2.60
Porosity of saturated zone	-	0.15	0.30	Normal	0.30
Distance from the lower end of waste layer to well	m	0	100	Uniform	0
Drinking rate of water from well	m ³ /y	0.45	0.75	Normal	0.61
Release coefficient	-	below	below	Lognormal	below
Distribution coefficient in saturated zone	ml/g	below	below	Lognormal	below

Elements	Release coefficient			Distribution coefficient in saturated zone		
	Minimum value	Maximum value	Deterministic value	Minimum value	Maximum value	Deterministic value
H	1.0×10^{-2}	1.0×10^1	1.15×10^0	-	-	0.0×10^0
C	6.0×10^{-3}	2.0×10^0	1.0×10^{-1}	4.0×10^{-2}	1.0×10^2	2.0×10^0
Cl	6.0×10^{-3}	2.0×10^0	1.0×10^{-1}	5.0×10^{-1}	1.5×10^3	2.7×10^1
Ca	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	1.0×10^0	1.1×10^3	1.1×10^2
Mn	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	1.0×10^0	1.0×10^4	4.9×10^2
Fe	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	4.9×10^2	4.9×10^4	4.9×10^3
Co	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	4.9×10^1	2.0×10^4	9.9×10^2
Ni	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	1.8×10^2	6.6×10^3	1.1×10^3
Zn	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	6.7×10^1	4.0×10^4	1.6×10^3
Sr	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	4.1×10^0	5.4×10^3	1.5×10^2
Nb	2.0×10^{-3}	5.0×10^{-1}	3.0×10^{-2}	2.0×10^2	2.0×10^4	2.0×10^3
Tc	6.0×10^{-3}	2.0×10^0	1.0×10^{-1}	4.1×10^{-2}	5.5×10^1	1.5×10^0
I	6.0×10^{-3}	2.0×10^0	1.0×10^{-1}	5.0×10^{-1}	1.5×10^3	2.7×10^1
Cs	1.0×10^{-4}	5.0×10^{-1}	1.0×10^{-2}	2.0×10^{-1}	3.6×10^5	2.7×10^2
Eu	1.0×10^{-6}	8.0×10^{-3}	3.0×10^{-4}	3.1×10^0	3.1×10^2	3.1×10^1
Pu	1.0×10^{-6}	8.0×10^{-3}	3.0×10^{-4}	1.0×10^1	3.3×10^5	1.8×10^3
Am	1.0×10^{-6}	8.0×10^{-3}	3.0×10^{-4}	3.6×10^3	3.3×10^6	1.1×10^5

確率論的解析で使用した被ばく線量評価モデルは、いずれの被ばく経路も、クリアランスレベルを導出した決定論的解析のモデルと同一である。本コードにより、クリアランスされた放射性廃棄物中核種濃度が基準濃度（1Bq/g あるいは 1Bq/cm²）であった場合の被ばく線量を、核種毎、被ばく経路毎に算出した。また、算出された被ばく線量を用いて、クリアランスレベルの設定における被ばく線量の目安値である10μSv/yに相当するクリアランス対象廃棄物中核種濃度を核種毎、被ばく経路毎に算出した。

(5) パラメータ重要度解析

被ばく線量評価コードによって算出された基準濃度における被ばく線量、及び被ばく線量の目安値である10μSv/yに相当する廃棄物中核種濃度の結果を使用して、2種類の統計的手法によってクリアランスレベルの妥当性の検討を実施した。その一つがパラメータ重要度解析である。本解析では、評価に用いられる変動パラメータが複数であることや、パラメータ値と評価結果が必ずしも線形関係にないこと、そして第5章の研究で偏相関係数が重要なパラメータを抽出する上で有効であったことから、偏順位相関係数（Partial rank correlation coefficient; PRCC）を重要度の指標として使用した。すなわち、PRCCを指標とすることにより、パラメータ値の変動が評価結果の変動に与える影響が大きいパラメータを、重要度が高いパラメータとして抽出した。これらのパラメータについて、再度パラメータ値の代表値等について詳細な検討を行い、決定論的手法で使用したパラメータ値がそのPDFを考慮した上でも、代表値を設定する際の原則に則しているか否かについて再検討した。

パラメータ重要度評価の例として、埋設処分シナリオ地下水移行サブシナリオ井戸水摂取経路における各変動パラメータの、基準濃度（1Bq/g）における被ばく線量に対するPRCCをFig. 6.9に示す。核種によってPRCCの絶対値の大きさが異なる傾向、すなわちパラメータの重要度が異なる傾向が見られる。また、地下水ダルシー流速は、多くの核種において重要度の高いパラメータであるが、核種によって被ばく線量に対し正の相関を持つ場合と負の相関を持つ場合がある。これは、地下水ダルシー流速の増加は、廃棄物処分場から漏洩する核種濃度を希釈し、地下水中濃度を減少させる効果と、廃棄物処分場から井戸までの移行に要する時間を短縮することにより、帯水層中移行時における物理的崩壊量を少なくし、井戸水中核種濃度を増加させる効果の両方を持つためである。すなわち、半減期が比較的長くかつ分配係数が比較的小さいために帯水層中における物理的崩壊の影響が小さい核種は、漏洩する核種の希釈の影響が大きく、地下水ダルシー流速と被ばく線量が負の相関になるのに対し、半減期が比較的短くかつ分配係数が比較的大きい核種は、帯水層中移行における物理的崩壊の影響が大きく、地下水ダルシー流速と被ばく線量が正の相関を持つ。このため、漏洩核種の希釈の影響が強い核種は希釈に係るパラメータ、すなわち井戸水に対する放射性核種を含む地下水の混合割合や帯水層厚さ等のパラメータ重要度が高いのに対し、帯水層中移行における物理的崩壊の影響が大きい核種は帯水層中における移行時間に係るパラメータ、すなわち廃棄物処分場下流端から井戸までの距離や、帯水層における核種の分配係数の重要度が高い傾向が見られる。

このように、各被ばく経路についてPRCCを指標としたパラメータ重要度解析を行うことにより、経路毎、核種毎に重要パラメータを抽出し、これらのパラメータについて、決定論的解析に用いられるパラメータ値、すなわちクリアランスレベルを設定する代表値の再検討を実施した。

(6) 評価結果の変動特性解析

被ばく線量評価コードの算出結果を使用したもう一方の妥当性の検討手法は、評価結果の変

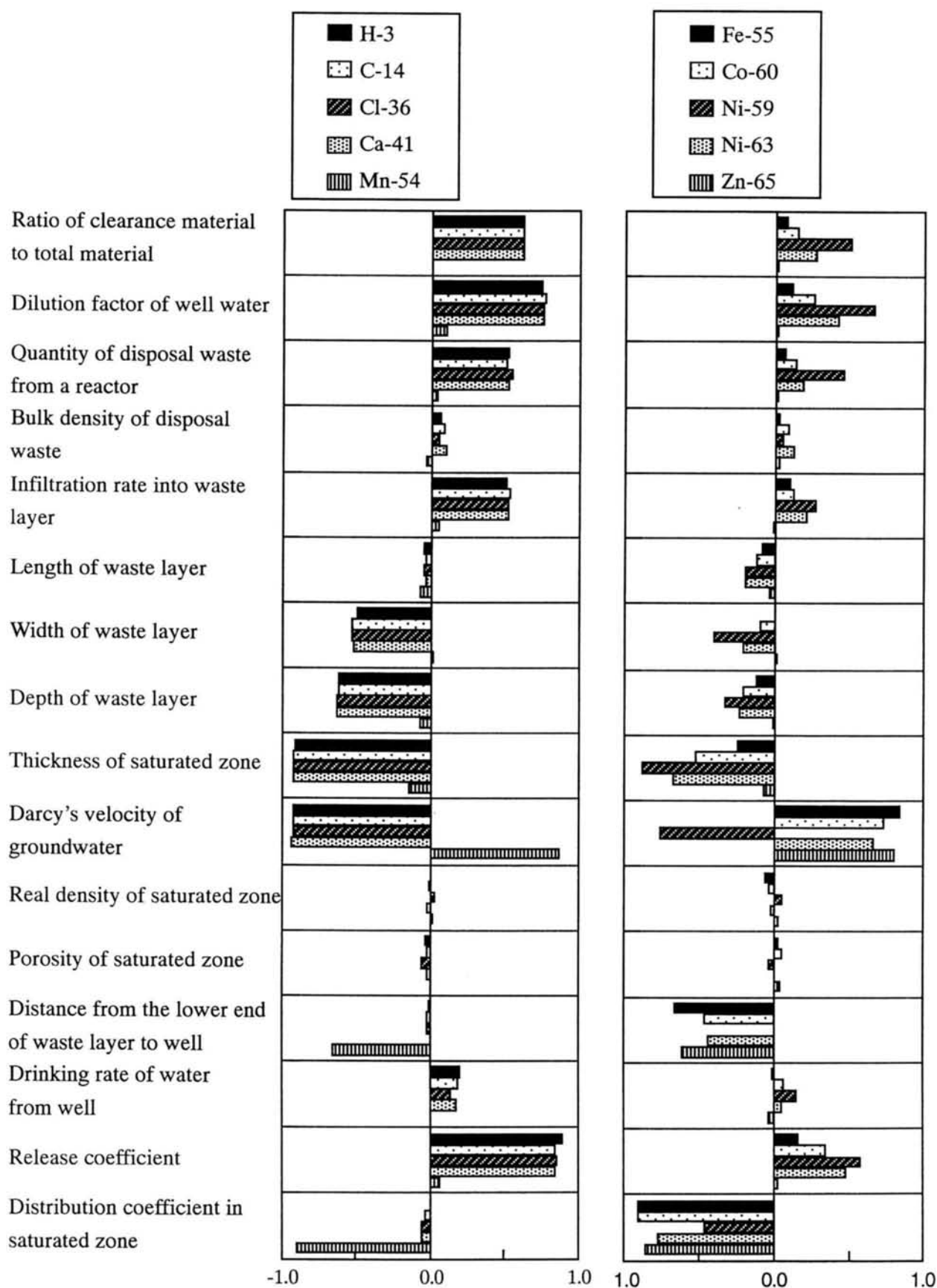


Fig. 6.9 PRCC values between variable parameters and estimated individual dose (disposal scenario-drinking of well water pathway). (1/2)

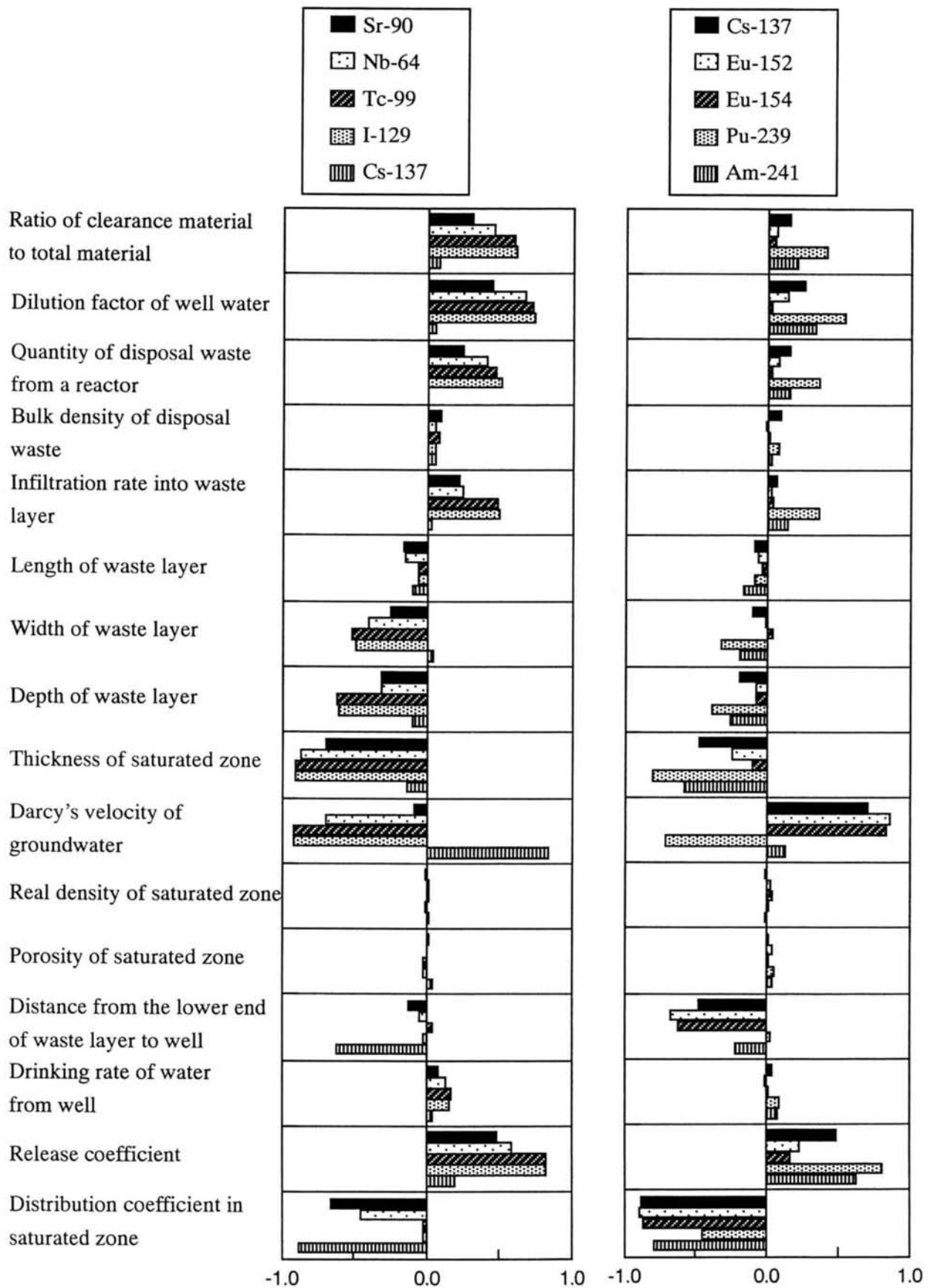


Fig. 6.9 PRCC values between variable parameters and estimated individual dose (disposal scenario-drinking of well water pathway). (2/2)

動特性解析である。すなわち、被ばく線量の目安値である $10\mu\text{Sv/y}$ に相当するクリアランス対象廃棄物中核種濃度の結果の CDF を図示し、当該経路における決定論的解析による評価結果と比較する。具体的には、確率論的解析結果の 2.5 パーセンタイル、すなわち 95 パーセント信頼区間の下限値との比較、及び 50 パーセンタイル値すなわち中央値との比較により、代表値を用いた決定論的解析による評価において被ばく線量を過小評価していたり、極端に過大評価をしていないかを検討した。当該経路における決定論的解析による $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度が 2.5 パーセンタイル以下である場合、あるいは 50 パーセンタイル値より大きい場合は、特に PRCC 値が比較的大きいパラメータについて、クリアランスレベルを設定する代表値の再検討を実施した。

評価結果の変動特性解析の例として、埋設処分シナリオ地下水移行サブシナリオ井戸水摂取経路における $10\mu\text{Sv/y}$ に相当する主な核種のクリアランスされた放射性廃棄物中核種濃度の CDF を、当該経路の決定論的解析結果及び決定経路における決定論的解析結果と併せて Fig. 6.10 に示す。CDF 曲線上に白矢印で示した値が、当該経路における決定論的解析結果である。また、垂直線に黒矢印で示した値が決定経路における決定論的解析結果、すなわち最終的にクリアランスレベルとして導出された値である。 ^{129}I はこの井戸水摂取経路が決定経路であるため、CDF 曲線上に白矢印で示した値と垂直線に黒矢印で示した値が一致している。Fig. 6.10 に示されているように、井戸水摂取経路における決定論的解析結果は、確率論的解析結果の累積確率の約 0.025 から 0.1 の範囲にある。このことから、本経路における被ばく線量の決定論的解析は、被ばく線量を過小評価をしておらず、また極端な過大評価もしていないと判断した。

このように、各被ばく経路について $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度の CDF を図示し、決定論的解析との比較検討を実施した。この比較検討により、決定論的解析において被ばく線量を過小評価あるいは極端な過大評価していると判断された経路については、特に PRCC を指標として重要とされたパラメータについて代表値の再検討を行った。例えば再利用シナリオ再使用サブシナリオにおける外部被ばく経路は、初期の解析では被ばく線量を過小評価していると判断された。当該経路に係るパラメータ値に関する検討の結果、本経路において重要なパラメータである再使用物質の寸法について、最初に代表値として選定された値が、当該パラメータ値の不確実性を考慮すると過小評価であり、その結果被ばく線量が過小評価されていることが明らかとなった。このため、再使用物質の寸法を大きな値に変更し、再度被ばく線量評価を実施した。また、再利用シナリオにおける溶解過程でのユーロピウムのスラグへの移行割合が、最初に選定された値からより適切な値へ変更する等、必要に応じてクリアランスレベル導出に使用する代表値を変更した。

このようなパラメータ値の変更を経て最終的に導出された主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの算出結果及びその決定経路^{2),3)}を Table 6.2 に示す。なお、クリアランスレベルの算出結果は全て有効数字一桁とした。

また、導出されたこれらのクリアランスレベルと、 $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度の 2.5 パーセンタイル値の最小値とを比較することにより、クリアランスレベルの妥当性の再確認を行った^{2),7)}。 $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度の 2.5 パーセンタイル値の最小値と、その被ばく経路を Table 6.3 に示す。いずれの核種についても、 $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度の 2.5 パーセンタイルの最小値は、導出されたクリアランスレベルの 1/10 よりも大きな値となっている。これは、Table 6.2 に示された核種濃度の放射性廃棄物がクリアランスされた場合、この廃棄物に起因する被ばく線量は目安線量である $10\mu\text{Sv/y}$ を超える可能性もあるが、本

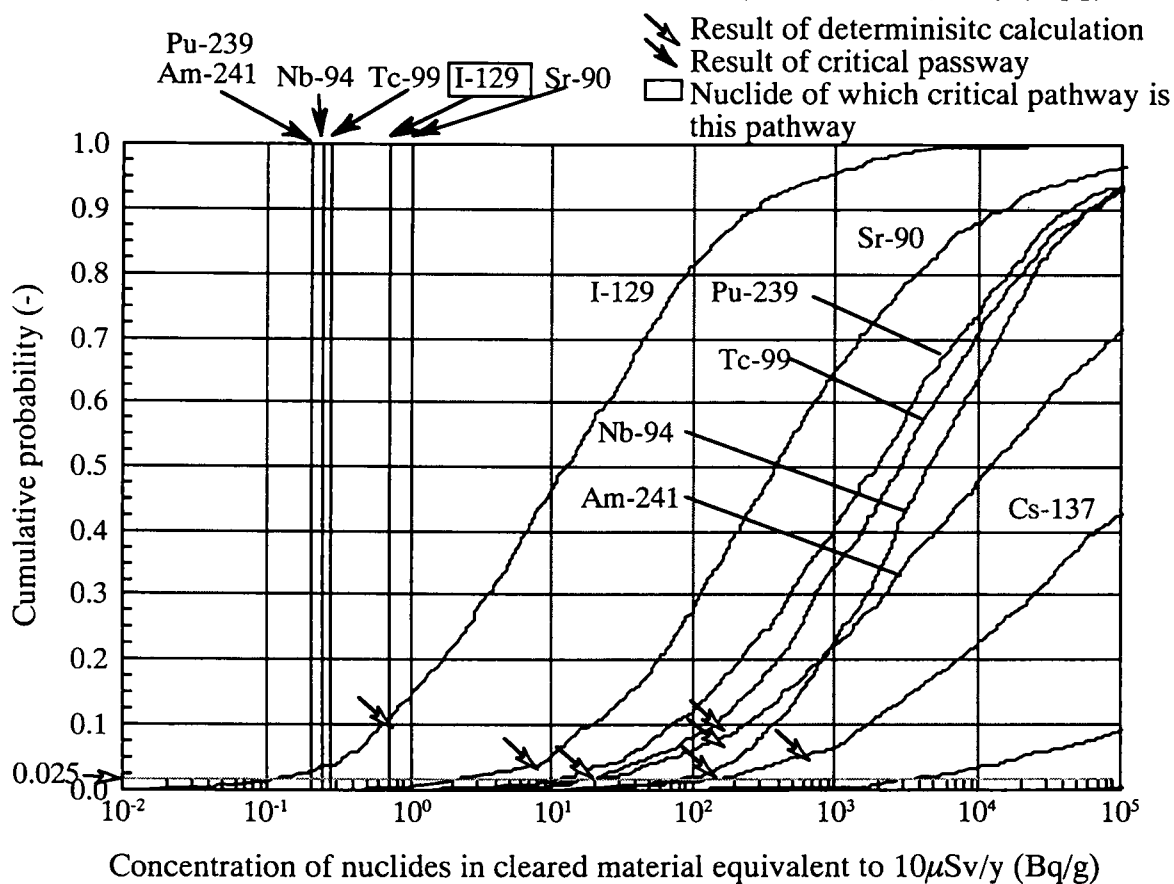
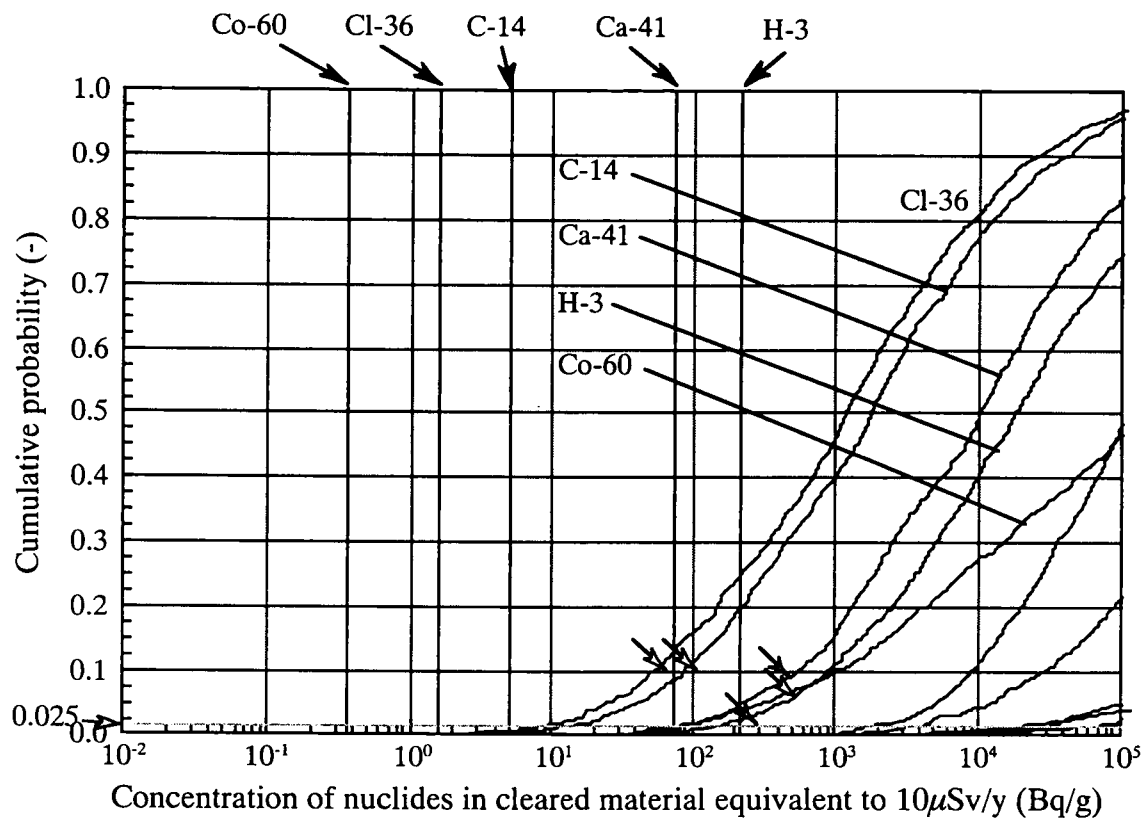


Fig. 6.10 CDFs of concentration of nuclides incleared material equivalent to $10\mu\text{Sv/y}$ (disposal scenario-drinking of well water pathway).

解析における評価対象者の97.5%以上は $100\mu\text{Sv/y}$ 以下の被ばく線量であり、 $100\mu\text{Sv/y}$ を超えるのは評価対象者の2.5%以下であることを意味している。また、各経路について、Fig. 6.10に図示したように導出されたクリアランスレベルとCDFの中央値と比較することにより、評価対象者の50%以上は被ばく線量が $10\mu\text{Sv/y}$ 以下であることを確認した。これらの結果に加えて、クリアランスレベルの導出においては、被ばくシナリオの選定や評価モデルの選択等の段階で保守的な考え方を採用していることから、実際に被ばく線量が $100\mu\text{Sv/y}$ を超える可能性は極めて小さく、多くの評価対象者の被ばく線量は $10\mu\text{Sv/y}$ 以下であると考えられる。

これらの結果から、Table 6.2に示された核種濃度の放射性廃棄物がクリアランスされた場合、公衆に与える影響はパラメータ不確実性を考慮しても十分小さく、導出されたクリアランスレベルは妥当であると考えられる。

Table 6.2 Derived clearance levels and critical exposure pathways.

Nuclide	Clearance levels (Bq/g)	Critical scenario and exposure pathway	
		Scenario	Exposure pathway
H-3	2×10^2	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
C-14	5×10^0	Disposal	Ingestion of fishery products
Cl-36	2×10^0	Disposal	Ingestion of livestock products grown with the feeds cultivated with well water
Ca-41	8×10^1	Disposal	Ingestion of crops cultivated with well water
Mn-54	1×10^0	Disposal	External exposure on waste disposal
Fe-55	$3 \times 10^3^*$	Recycle/reuse	External exposure from reused equipment
Co-60	4×10^{-1}	Disposal	External exposure on waste disposal
Ni-59	6×10^2	Disposal	Ingestion of livestock products grown with the feeds cultivated with well water
Ni-63	2×10^3	Disposal	Ingestion of livestock products grown with the feeds cultivated in the disposal site
Zn-65	1×10^0	Disposal	External exposure on waste disposal
Sr-90	1×10^0	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
Nb-94	2×10^{-1}	Disposal	External exposure of the resident in the disposal site
Tc-99	3×10^{-1}	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
I-129	7×10^{-1}	Disposal	Ingestion of well water
Cs-134	5×10^{-1}	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Cs-137	1×10^0	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Eu-152	4×10^{-1}	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Eu-154	4×10^{-1}	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Pu-239	2×10^{-1}	Recycle/reuse	Inhalation of dust on unloading scrap metals
Am-241	2×10^{-1}	Recycle/reuse	Inhalation of dust on unloading scrap metals

* The unit of the clearance level for ^{55}Fe is Bq/cm^2 because the limiting pathway is reuse of the surface contaminated equipment.

6.4 第6章の結論

主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの導出にあたって、パラメータの不確実性を考慮した上で、導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認することを目的として、モンテカルロ法を用いて確率論的解析を実施するためのコードシステム PASCLRを開発した。また、このコードシステムを使用してパラメータ不確実性解析を行い、クリアランスレベルの導出において重要なパラメータを抽出するとともに、評価結果の変動特性を検討した。これらの結果に基づき、いくつかのパラメータについて、クリアランスレベルの導出に使用する代表値の変更を行った。また、最終的に導出されたクリアランスレベルについて、各経路の $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度のCDF、及び2.5パーセンタイル値の最小値との比較検討を行うことにより、その妥当性を確認した。

現在、原子炉施設から発生する廃棄物以外にも、放射性同位元素等による放射線障害の防止

Table 6.3 Minimum values of 2.5 percentile values.

Nuclide	Minimum values(Bq/g)	Exposure pathway for minimum values of 2.5 percentile values	
		Scenario	Exposure pathway
H-3	2.2×10^2	Disposal	Ingestion of well water
C-14	4.8×10^0	Disposal	Ingestion of fishery products
Cl-36	9.5×10^{-1}	Disposal	Ingestion of livestock products grown with the feeds cultivated in the disposal site
Ca-41	5.7×10^1	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
Mn-54	7.0×10^{-1}	Disposal	External exposure on waste disposal
Fe-55	$1.8 \times 10^3^*$	Recycle/reuse	External exposure from reused equipment
Co-60	2.4×10^{-1}	Disposal	External exposure on waste disposal
Ni-59	1.3×10^3	Disposal	Ingestion of crops cultivated with well water
Ni-63	1.5×10^3	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
Zn-65	8.9×10^{-1}	Disposal	External exposure on waste disposal
Sr-90	2.6×10^0	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
Nb-94	1.3×10^{-1}	Disposal	External exposure of the resident in the disposal site
Tc-99	1.8×10^0	Disposal	Ingestion of crops cultivated in the disposal site
I-129	1.9×10^{-1}	Disposal	Ingestion of well water
Cs-134	3.9×10^{-1}	Disposal	External exposure on waste disposal
Cs-137	8.4×10^{-1}	Disposal	External exposure of the resident in the disposal site
Eu-152	3.3×10^{-1}	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Eu-154	3.0×10^{-1}	Recycle/reuse	External exposure on the asphalt parking lot built with slag
Pu-239	$9.9 \times 10^{-2}^*$	Recycle/reuse	Inhalation of dust from reused equipment
Am-241	$9.9 \times 10^{-2}^*$	Recycle/reuse	Inhalation of dust from reused equipment

* The unit of the minimum values for ^{55}Fe , ^{239}Pu and ^{241}Am is Bq/cm² because the limiting pathway is reuse of the surface contaminated equipment.

に関する法律の対象施設から発生する廃棄物（RI・研究所等廃棄物）や、ウラン加工工場等から発生する廃棄物等、現段階では処分方策が制度化されていない放射性廃棄物について、処分方策の制度化のための検討が原子力委員会や原子力安全委員会で進められている^{17),18)}。本研究において開発したコードシステムPASCLRは、このような様々な種類の放射性廃棄物処分におけるクリアランスレベルの設定、及びその妥当性検証に対して有効である。また、クリアランスレベルだけではなく、様々な種類の放射性廃棄物処分の基準値の妥当性を検討する上で、パラメータの不確実性を考慮することは今後も重要であるため、本コードシステムを廃棄物の処分概念に応じて改良することにより、これらの放射性廃棄物処分の基準値の検討に資することができる。

PASCLRはパラメータ不確実性について定量的に解析するためのコードシステムであり、シナリオの不確実性やモデル不確実性は評価の対象としていない。今後は、第4章に示したようなモデル不確実性の定量化、あるいはシナリオの発生確率を考慮したシナリオ不確実性の定量化も重要な課題である。また、第2章から第4章に示したような、個々の移行素過程におけるパラメータ値の変動特性に関する研究を進めること等により、パラメータのPDFの合理的な設定方法について更に検討を進める必要がある。

第6章の参考文献

- 1) International Atomic Energy Agency; Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials; Application of Exemption Principles - Interim Report for Comment-, IAEA-TECDOC-855 (1996).
- 2) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会; 主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて, 原子力安全委員会 (1999).
- 3) 大越実, 高橋知之, 木村英雄, 関武雄, 坂井章浩, 吉森道郎, 山本英明; 主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの算出方法について, 保健物理, **34**, 187-197 (1999).
- 4) Y. NAKANISHI, Y. KUWABARA, M. OKOSHI and T. TAKAHASHI; Clearance Levels for Solid Materials arising from Nuclear Reactors in Japan, 2nd International Symposium Release of Radioactive Material from Regulatory Control, ed. by J. Feinhals, 55-63 (1999).
- 5) M. OKOSHI, A. SAKAI, M. YOSHIMORI, H. YAMAMOTO, T. TAKAHASHI and H. KIMURA; Deterministic Approach to Derive Clearance Levels in Japan, 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (1999).
- 6) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会; 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について (中間報告), 原子力安全委員会 (1986).
- 7) T. TAKAHASHI, M. OKOSHI and H. KIMURA; Stochastic Approaches to Confirm the Derivation of Clearance Levels, 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (1999).
- 8) 高橋知之, 武田聖司, 木村英雄; クリアランスレベル設定のための確率論的解析コードシステム: PASCLRユーザズマニュアル, JAERI-Data/Code 2000-041 (2000).
- 9) R. L. IMAN and M. J. SHORTENCARIER; A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, NUREG/CR-3624 (1984).
- 10) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会; 低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分

の安全規制に関する基準値について（第2次中間報告），原子力安全委員会（1992）.

- 11) International Atomic Energy Agency; Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control Interim Report , IAEA-TECDOC-401 (1987).
- 12) 内田滋夫, 保田浩志, 馬原保典, 佐々木規行, 高橋知之, 木村英雄, 松鶴秀夫 ; 分配係数の測定法と利用法, JAERI-Review 95-009 (1995).
- 13) H. KIMURA, T. TAKAHASHI, S. SHIMA and H. MATSUZURU; A Generic Safety Assessment Code for Geologic Disposal of Radioactive Waste : GSRW Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-161 (1992).
- 14) International Atomic Energy Agency; Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models, IAEA Safety Series No. 100 (1989).
- 15) R. L. IMAN, M. J. SHORTENCARIER and J. D. JOHNSON; A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Calculation of Partial Correlation and Standardized Regression Coefficients, NUREG/CR-4122 (1985).
- 16) International Atomic Energy Agency; Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No. 364, IAEA (1994).
- 17) 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 ; RI・研究所等廃棄物処理処分の基本的考え方について, 原子力委員会 (1998).
- 18) 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 ; ウラン廃棄物処理処分の基本的考え方について, 原子力委員会 (2000).

第7章 環境影響評価における不確実性に関する考察

7.1 概説

第2章から第4章では、核種移行素過程あるいは被ばく線量評価におけるモデルやパラメータの不確実性について検討した。また、第5章と第6章では、パラメータ不確実性について総合的に評価するためのコードシステムの開発及びその適用について述べた。

環境影響評価における不確実性は、評価を実施する様々な段階、様々な要因によって発生するが、これらの不確実性は一般に「シナリオ不確実性」、「モデル不確実性」及び「パラメータ不確実性」に大別される¹²⁾。また、不確実性の要因は、分布または変動に基づく不確実性（以下この意味に限定する場合「variability」と記述する）と、知識が不十分であることによる不確実性（以下この意味に限定する場合「uncertainty」と記述する）に大別される¹³⁾。本章では、原子力施設の環境影響評価におけるこれらの不確実性の取り扱いについて、第2章から第6章の研究成果を踏まえて検討する。

7.2 シナリオ不確実性

シナリオ不確実性は、環境影響評価を行う際に、放射性核種の発生源となる対象施設から公衆に被ばくをもたらすまでの核種の移行経路及び被ばく経路を記述するシナリオを作成する際に生じる不確実性である。具体的には、重要な経路の欠落、すなわちシナリオの網羅性の不備や、シナリオの発生確率に関する取り扱い等が考えられる。まず、主な放射性廃棄物処分の環境影響評価におけるシナリオ不確実性の取り扱いに関する考え方を以下に概説する。

(1)高レベル放射性廃棄物処分²⁾

高レベル放射性廃棄物処分は、現時点では処分サイトが確定していないため、一般的な環境条件を対象とした環境影響評価が行われている。高レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価では、埋設された廃棄物に由来する放射性核種が公衆に被ばくをもたらすまでの過程について、廃棄物処分システムの性能やそれに関連する全ての特質（Feature）、事象（Event）、プロセス（Process）の包括的なリスト（包括的FEPリスト）を作成し、このリストに基づいてシナリオを作成する手法を用いている。この包括的FEPリストは、国際的な協力研究によって作成された汎用的なFEPリストや、国内外の研究を参照することにより、評価上重要な事象の欠落がないように構成されている。また、処分システムの安全機能が想定通りに働くことを前提とした「基本シナリオ」の他に、天然現象や将来の人間活動、工学的対策に関わる初期欠陥を考慮した「変動シナリオ」を作成している。これらの「基本シナリオ」及び「変動シナリオ」で被ばく線量評価を行い、いずれのシナリオにおいても、諸外国で提案されている防護レベル（ $100\mu\text{Sv/y}$ ～ $300\mu\text{Sv/y}$ ）を十分下回ることが示されている。

また、人間活動（ボーリング等）及び天然現象（火山活動、地殻変動等）に起因して、埋設された高レベル放射性廃棄物と人間との物理的距離が接近することによる被ばくシナリオ（接近シナリオ）も想定されている。これらのシナリオに関して、シナリオの発生確率及び当該シナリオが生じた場合の被ばく線量が試算されているが、適切に処分サイトを選ぶことによってこれらのシナリオを評価対象シナリオから除外することができるとしている。

(2)低レベル放射性廃棄物処分（低レベル放射性廃棄物貯蔵センター）⁴⁾

青森県六ヶ所村の低レベル放射性廃棄物貯蔵センターの環境影響評価においては、管理期間

内と管理期間終了後に関して、それぞれ個別にシナリオを設定している。この施設はサイトが確定しているため、現在の自然条件や社会環境を把握することが可能である。これらの条件を勘案した検討の結果、管理期間終了後において廃棄物埋設地に地下数階を有する建物を建築することによる被ばくシナリオや、廃棄物処分施設及びその近傍において井戸水を摂取するシナリオは、「発生頻度が小さいと考えられる事象」として、「一般的であると考えられる事象」と区別されている。これらのシナリオに関して、原子力安全委員会の考え方⁹⁾に基づき、「一般的であると考えられる事象」については $10\mu\text{Sv/y}$ を目安値とし、「発生頻度が小さいと考えられる事象」については $10\mu\text{Sv/y}$ を著しく超えないことを目安として、環境影響評価が実施されている。

なお、埋設地地下に価値のある地下資源が認められていないことから、将来的な地下資源の開発に伴う掘削は被ばくシナリオから除外されている。

(3)主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの設定⁹⁾

主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの設定におけるシナリオの作成に際しては、まず、クリアランスされた廃棄物が規制の体系からはずれた後に、公衆に被ばくを与えると考えられる経路が列挙された。次に、被ばく線量評価を行うまでもなく線量が低いと考えられる経路や、他の経路に包含される経路が除外された。この結果、埋設処分シナリオでは125経路、再利用シナリオでは77経路が被ばく経路として想定され、このうち埋設処分シナリオでは41経路、再利用シナリオでは32経路が最終的に評価経路として選定されている。なお、クリアランスレベルの設定に際しては、これらの各シナリオの発生頻度については考慮せず、全ての経路について「一般的であると考えられる事象」とし、 $10\mu\text{Sv/y}$ を目安として算出されている。

シナリオ不確実性をもたらす重要な要因の一つとして、将来の自然条件や社会環境を考慮した上で、シナリオの網羅性を実証することの困難さがあげられる。すなわち、放射性廃棄物処分における環境影響評価は、将来において発生する可能性のある核種移行挙動や被ばく線量を評価する必要があるため、評価対象系を構成するのは、将来の地層環境であり生活環境である。このため、現時点における情報によって将来の自然条件や社会環境を予測し、それらに基づいたシナリオ選定を行わなければならない。すなわち、このような長期的将来予測が不完全なことに起因するuncertaintyが存在する。

低レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価⁹⁾のように、処分サイトが確定しており、評価期間も比較的短い場合は、被ばくシナリオの選定を合理的に行うことが可能である。すなわち、現在の自然条件や社会環境に基づいて、将来において一般的であると考えられる事象、発生頻度が小さいと考えられる事象及び考慮する必要のない事象を合理的に想定することが比較的容易であると考えられる。これに対し、主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの設定では、当該廃棄物が放射性物質としての規制体系からはずされた後の用途や行き先を限定しない無拘束クリアランスを想定しているため、考慮しなければならない被ばくシナリオは多岐にわたる。しかし、クリアランスされ、当該物質が放射性物質としての規制体系からはずれた時点から、被ばく線量が最大となる時点までの期間は、多くの被ばく経路で比較的短期間である。すなわち、長期的な自然条件や社会環境の変化が評価結果に及ぼす影響は比較的小さく、評価対象とする被ばくシナリオを、現時点で考えられる被ばく経路の網羅的に想定することによって選定することは妥当であると考えられる。ただし、低レベル放射性廃棄物と異なり処分サイトが確定しておらず、当該物質の用途や行き先が限定されていないため、それぞれのシナリオ

の発生確率については合理的に設定することが困難である。このため、評価対象とされた全ての経路を一般に起こり得る経路として評価が行われている。すなわち、それぞれの経路を一般に起こり得る事象であると考えても、公衆への影響が十分に小さいと考えられる核種濃度を「クリアランスレベル」として設定している。これらの廃棄物のように、放射性核種濃度が比較的低い廃棄物の環境影響評価においては、シナリオ不確実性の影響は比較的小さいと考えられる。すなわち、長期的な将来予測に起因するuncertaintyの影響は比較的小さいと考えられる。

このような放射性核種濃度が比較的低い廃棄物に対し、高レベル放射性廃棄物のように放射性核種濃度が比較的高く、かつ長半減期核種を多く含む廃棄物では、10⁶年以上の期間の環境影響評価が求められる。しかし、このような長期にわたる将来の自然条件や環境条件を現時点で正確に予測することは事実上不可能である。すなわち、現時点における自然条件等の知見に基づいて長期的な将来を予測することに起因するuncertaintyが不可避である。例えば現在の高レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価では、人間の生活様式については、低レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価と同様に、将来における生活様式が現在の生活様式と同様であるとして解析しているが、現在の生活様式が数万年以降も継続するとは考えられず、実際は様々な点で異なると考えられる。しかし、どのように生活様式が異なるかを定量的に想定することは極めて困難であるため、評価を行う上での仮定として、現在の生活様式を使用している。このように、将来の予見が困難あるいは不可能な事象に関しては、将来における現実の事象ではなく、現在の知見に基づく設定を前提とした解析とならざるを得ない。

また、このような長期間にわたる評価において、当該放射性廃棄物処分に起因する被ばくシナリオを全て網羅していることを証明することは不可能である。すなわち、「想定すべきシナリオを全て網羅している」という仮説に対し、「棄却すべきでない」、あるいは「棄却すべきである」という決定はできても、この仮説を「採択する」こと、すなわち「想定すべきシナリオを全て網羅している」ことを確証することはできない⁷⁾。これは高レベル放射性廃棄物に限らず、その他の廃棄物処分の環境影響評価のシナリオ選定においても同様であるが、長期的な環境影響評価が要求される高レベル廃棄物処分では、より重要な問題となる。よって、シナリオの網羅性に関してコンセンサスを得るためには、専門家等によって十分に検討を行った上で、その検討内容を公開し広範な意見を求めることにより、「想定すべきシナリオを全て網羅している」という仮説が誤っている確率を十分に低くすることにより、その仮説を認めることが包括的な観点から正当であると一般的に認識されるようにすることが、現時点における最良の手段であると考えられる。

シナリオの網羅性ととともに、それらの各シナリオの発生確率に関する検討も重要である。いずれの廃棄物処分の環境影響評価においても、発生確率が十分に低いことが明確でないシナリオは一般的と考えられる事象とし、その被ばく線量が目安値よりも低くなることを基準としている。しかし、シナリオの発生確率は十分に低いと考えられるが、そのシナリオが発生した場合の被ばく線量が一般的な事象に対する目安値よりも高くなると考えられる事象（以下「低発生確率事象」と記述する）については、別途検討する必要がある。

低レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価においては、シナリオの発生確率の定量的な評価は行わず、現在の自然条件や社会環境に基づいた定性的な判断によって、「発生頻度が小さいと考えられる事象」すなわち低発生確率事象が設定された。なお、これらの低発生確率事象による被ばく線量の推定値は最大14 μ Sv/yであり、「一般的であると考えられる事象」に対する目安値である10 μ Sv/yに比べて著しく大きな線量ではない。また、第6章に示したように、クリ

アランスレベルの設定では低発生確率事象はシナリオ不確実性では考慮せず、評価の不確実性は全てパラメータ不確実性の段階で検討している。

これに対し、高レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価では、低発生確率事象である人間侵入や天然現象に起因する接近シナリオについて、適切な処分サイト選定、工学的対策、発生頻度の観点から除外できるとしているが、このようなシナリオが発生した場合の1年あたりの死亡確率の増加（以下「年間リスク」と記述する）について試算している。例えば、ボーリングによってガラス固化体が掘削されるシナリオに起因する年間リスクは以下の式で求めている。

$$R(t) = \gamma \cdot P \cdot \sum_j H_j(t) \quad (7.1)$$

ここで、

- $R(t)$: 時刻 t における年間リスク(y^{-1})
- γ : リスクファクター(Sv^{-1})
- P : 掘削によりガラス固化体を貫通する頻度(y^{-1})
- $H_j(t)$: 当該シナリオに起因する被ばく経路 j による想定被ばく線量(Sv)

である。すなわち P はこのシナリオの1年あたりの発生確率を意味する。この発生確率は、温泉調査用ボーリングなどの地下アクセス行為の頻度のデータを用いて推定されている。このような考え方はTRU廃棄物の処分においても同様であり、現時点におけるデータを収集、解析することにより、地下へのアクセスの確率に関する検討がなされている⁸⁾。

(7.1)式は、このシナリオの年間リスクを、当該シナリオが1年間で発生する確率と、シナリオが発生した際の死亡確率の増加の大きさの積で算出している。このシナリオが発生した場合の被ばく線量は、例えば記録の保存等によって人間の侵入が抑制されると考えられている処分後 10^3 年の時点で $10mSv$ のオーダーであり、この線量を死亡確率に換算すると 10^{-3} 程度となる。また、ボーリング数を年間500件としたときの1年あたりのシナリオ発生確率が $3 \times 10^{-5}(y^{-1})$ と試算されているため、年間リスクは約 $3 \times 10^{-8}(y^{-1})$ となる。

前述したように、この計算は年間リスクが小さいことを確認するための試算であり、高レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価では低発生確率事象のシナリオそのものを除外している。具体的には、ボーリング等人間侵入に起因するシナリオは、地下資源が存在するようなサイトを回避することによって地下へのアクセス行為の確率を低減すること、火山活動等天然現象に起因するシナリオは活断層や火山地域から遠ざけることにより、シナリオを除外している。すなわち、

①シナリオが1年間で発生する確率と、シナリオが発生した際の死亡確率の積、すなわち年間リスクが小さいことを確認する

②サイトの適切な選定により、シナリオの発生確率をより小さくする

の二つの観点から、低発生確率事象のシナリオそのものを除外している。

ここで、まず①に関する問題点として、シナリオ発生確率を現時点におけるデータに基づいて推定しており、長期的な評価においてこの発生確率を使用することに関するuncertaintyが存在することがあげられる。また、シナリオが1年間で発生する確率は極めて小さいが、そのシナリオが発生したときの影響が比較的大きい場合に、その発生確率と死亡確率の積で年間リスクを算出することは、客観的リスクの確認には有効であるが、リスク受容の観点からは十分に検討する必要がある。例えばシナリオの発生確率が $1/10$ となった場合に、10倍のリスクが受容されるとは考えられない。リスクに対する人々の選択に関する研究によれば、「損失は常に利

得に比べより不気味に大きく現れ」ること、そして「解決しようのない損失は、激しく、非理性的で、かつ永続的なリスク回避を惹き起こしがちである」とされている⁹⁾。このシナリオが発生した場合の被ばく線量は、急性障害や、統計的に有意な晩発性障害が発生するレベルではないものの、他の基準値や目安値に比べると明らかに大きく、発生確率が極めて低くても忌避されることが考えられる。また、経済学的観点からは、このような低発生確率事象では、リスク感覚が麻痺し、合理的な判断ができなくなるとの指摘もある¹⁰⁾。現在の評価ではシナリオそのものを除外しているため、上記のリスク計算は参考的な取り扱いであるが、もし、このような低発生確率事象を評価する場合には、リスク受容等の観点を考慮し、評価手法について十分に検討することが必要である。

②については、最終的にはサイト選定を適切に行うことによりシナリオを除外しているが、シナリオの網羅性に関する議論と同様に、発生確率が極めて小さいことを明らかにしても、「シナリオが発生しない」ことを証明することは極めて困難である。また、このような、発生確率が極めてゼロに近いがゼロとは証明できないシナリオを「シナリオが発生しない」として除外することは、社会的な受容の観点からは困難であることが予想される。すなわち、ゼロリスクは社会的には受容されやすいが¹¹⁾、実質的にゼロリスクであることの証明、あるいはゼロリスクとすることの認知については、サイト選定方法及び調査方法と関連して今後の大きな課題である。また、原子力委員会は、「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画」の「原子力防災への取組」として、「安全確保のためにいかなる取組がなされたとしても事故発生の可能性を100%排除することはできないとの前提に」立つとしており¹²⁾、原子炉施設と廃棄物処分施設における低発生確率事象の考え方について、今後も十分に検討する必要がある。

今後、高レベル放射性廃棄物をはじめとして、TRU廃棄物や現行の政令濃度上限値を上回る低レベル廃棄物、RI研究所等廃棄物等の処分における環境影響評価において、このような低発生確率事象の取り扱いに関する検討が重要である。すなわち、このような廃棄物の処分の環境影響評価、あるいは原子炉施設の事故の環境影響評価の妥当性に対して一般のコンセンサスを得るためには、処分サイト選定や処分場建設における技術的な手法によってシナリオの不確実性を減少させるとともに、リスク認識やリスク受容に関する社会科学的な研究も含めた議論が必要である。

7.3 モデル不確実性

原子力施設の環境影響評価において、評価対象核種の移行や、放射性核種に起因する被ばく線量等を評価するために、これらの移行挙動等を記述する数学モデルが用いられる。このようなモデルの妥当性の検証のアプローチとして、BIOMOVsでは、実測データによるモデル予測結果の検証と、モデル予測結果の相互比較の2つの方法が採用された¹³⁾。本論文において、第3章及び第4章におけるモデルの妥当性の検証は前者の方法であり、モデルによる評価結果と実環境から得られたデータを比較することにより、モデルの妥当性を検証した。また第5章におけるモデルの妥当性の検証は後者の方法であり、モデルによる予測結果の相互比較により、GACOMコードの機能の検証を行った。以下ではそれぞれの検証手法について考察する。

(1)実測データによる妥当性検証

第3章において、原子炉事故によって大気中に放出され地表面に沈着した¹³⁷Csに起因する外部被ばく線量の、長期的な経時変化を評価するモデルとして一般に用いられているモデル(表面モデル)の妥当性を検証した。このモデルは、被ばく線量評価を目的としているため、必ず

しも現実の核種移行を模擬する必要はない。まず、 ^{137}Cs 移行評価モデルとして浸透モデルを適用し、浸透モデルが ^{137}Cs の移行を模擬し得ることを明らかにした (Fig. 3.1 及び Fig. 3.7 参照)。続いて、浸透モデルと表面モデルの評価結果を比較し、線量評価の観点から表面モデルを使用することは妥当であることを検証した (Fig. 3.9 参照)。すなわち、表層土壌中 ^{137}Cs に起因する被ばく線量の評価のみを目的とする場合は、簡易な表面モデルでも十分妥当な結果が得られることを示した。データと矛盾しない二つの理論があるとき、どちらが勝っているかの判断基準の一つは単純性であり、単純である程良いとする「思考経済の法則 (ケチの原理)」¹⁴⁾を適用すれば、より単純な表面モデルの方が勝っているといえることができる。ただし、表層土壌中における ^{137}Cs の移行挙動を把握することを目的とする評価では、表面モデルではなく、 ^{137}Cs の移行の模擬を目的とした浸透モデルを用いる必要がある。

これに対して、第4章では、水田土壌からの ^{90}Sr の移行に対して1成分モデル及び2成分モデルを適用して解析を行った結果、移行評価モデルとしては、沈着した ^{90}Sr を移行が速い成分と移行が遅い成分に分けて評価する2成分モデルが適していることを明らかにした (Fig. 4.3 及び Fig. 4.5 参照)。すなわち、両モデルのuncertaintyを実測データによって検証し、2成分モデルの方がuncertaintyが小さいことを明らかにした。ただし、これは2成分モデルが実環境における移行機構を正確にモデル化しているということではなく、1成分モデルと比較して2成分モデルの方が、相対的に実現象を良く模擬しているということである。また、クリアランスレベルの設定に用いられた水田土壌中 ^{90}Sr の移行評価は、実環境データと比較すると、環境半減期を過大評価し、結果として線量を過大評価していることを明らかにした (Fig. 4.9 参照)。すなわち、クリアランスレベルの設定に用いたモデル及びパラメータは、実現象を模擬する観点ではuncertaintyが存在し、そのuncertaintyは被ばく線量を過大評価する結果をもたらしている。ただし、クリアランスレベルの設定においては、現実的な想定が困難である場合は保守的とし、全体として保守的な評価をするという基本的考え方に基づいているため、水田土壌からの移行の除去について保守的な手法を採用することは、評価の考え方に照らして妥当である。

このように、第3章では、被ばく線量評価の観点から浸透モデルと表面モデルが共に同程度妥当であること、換言すれば同一のモデル不確実性を持つことを示した。第4章では核種移行評価の観点から、1成分モデルよりも2成分モデルの方がモデル不確実性が小さいことを示すとともに、クリアランスレベルの設定のために使用したサブモデルは線量を高く評価する傾向にあり、現実的評価の観点ではuncertaintyが存在するが、保守的評価の観点からは妥当な評価であることを定量的に示した。このように、モデルの妥当性の判断基準は、必ずしも実現象を正確に反映していることではなく、評価の目的によって異なることに留意する必要がある。

また、第4章において、1成分モデルと2成分モデルとでは、水田土壌に短時間の内に ^{90}Sr が付加された場合の、水田土壌中濃度の経時変化が、同一地域であっても評価結果に大きな差異があり、特に長期的評価ではその差異が大きくなることを明らかにした (Fig. 4.7 及び Fig. 4.8 参照)。このように、環境影響評価を実施する際には、評価モデルの差異に起因する評価結果の差異に留意し、評価の目的に即した適切なモデルを選択することが重要である。

ただし、環境影響評価で用いられる様々な移行素過程のうち、実環境のデータによってその妥当性を評価し得るケースは限られている。例えば、第3章の研究ではチェルノブイル原子力発電所近傍の表層土壌中 ^{137}Cs 濃度について、同一地点における長期的なデータ及び同一時点における広範囲なデータが存在していたこと、第4章の研究では水田土壌における ^{90}Sr 濃度の環境データが長期間にわたって広範囲で測定されていたことにより、その実環境における核種

の挙動の解析が可能であった。しかし、これらの研究のみによって、他の核種や土壌に関して言及することはできない。このため、核種移行モデルや線量評価モデルは、そのモデル不確実性が評価結果に与える影響の大きさを把握した上で、特に重要と考えられる経路については、実環境の広範な調査、実験的研究等によって、モデルのuncertaintyを減少させ、モデルの妥当性を把握する必要がある。

(2)相互比較による妥当性検証

放射性廃棄物処分場の環境影響評価のように、長期的な影響評価が必要とされる場合、現時点において当該施設に起因する環境影響の実測データを得ることはできない。すなわち、解析によって得られる予測結果と比較すべき実測データを入手することができないため、モデル解析によって得られる環境影響評価の結果が実環境を模擬し得るかどうかを評価することができない。このようなモデルの妥当性の検証は、モデルに使用されている個々の核種移行モデルに関して、第3章や第4章のように実測データによるモデルの妥当性の検証を行うことと併せて、モデル全体がシステムとして正常に機能していることの検証、すなわちコード機能の検証を行う必要がある。第5章では、このようなコード機能の検証を目的として、ウラン鉱滓処分場の長期的な影響評価に関する同一のシナリオについて、決定論的解析に8機関、確率論的解析に7機関が参加し、各機関がそれぞれ開発したコード、あるいは他の機関が開発したコードによって解析を行った結果の相互比較を行った。すなわち、個々の移行素過程モデルをシナリオで統一することによって、個々の移行素過程モデルの不確実性を排除した上で、解析結果の相互比較による差異を検討することにより、コード機能の差異を評価した。このような相互比較による妥当性検証は、特にいくつもの移行素過程が含まれる総合的環境影響評価コードの機能検証において有効である。

7.4 パラメータ不確実性

パラメータ不確実性は、評価モデルに用いられるパラメータ値を設定する際に生じる不確実性である。シナリオ及びモデルの不確実性は、評価に対する知識が不十分であることによる不確実性(uncertainty)が主な要因であったが、パラメータ不確実性では、パラメータ値の分布または変動に基づく不確実性(variability)も重要な要因となる。本論文では、第2章から第4章において、パラメータの不確実性を同定するための研究を行い、第5章及び第6章では、確率論的手法により、パラメータ不確実性が評価結果に与える影響の解析(パラメータ不確実性解析)のための研究開発を行った。それぞれの研究結果に基づき、パラメータ不確実性について以下に考察する。

(1)パラメータ不確実性の同定

ある評価対象の環境影響評価に用いるパラメータ値を実測データから設定する場合、実験室内における実験データに基づく場合と、実環境における測定データに基づく場合に大別される。本研究では第2章は前者であり、第3章及び第4章は後者に対応する。すなわち、第2章では、分配係数(以下「Kd」と記述する)について、測定値に与える物理的及び化学的要因の影響、ならびに実験施設や実験者の差異に起因するKd測定値の変動の大きさについて定量的な評価を行った。その結果、実験施設や実験者の差異に起因するKd測定値の変動の大きさは、振とう器による測定値でファクター2～3程度、ハンドシェイクによる測定でファクター2以下であった(Fig 2.8～Fig. 2.13参照)。この比較実験で使用した核種が⁶⁰Co及び¹³⁷Csであり、比較的取り扱いや測定が容易な核種であることや、土壌試料は一括で購入したものを配布しており、そ

の土質のばらつきは実環境よりも小さいと考えられることから、Kdのvariabilityはファクター2程度は不可避であることが示唆される。

Kdのvariabilityは、上述した実験者に起因するvariabilityに加えて、評価対象領域の設定方法によって大きく変動する。例えば評価対象が確定している六ヶ所村の低レベル放射性廃棄物貯蔵センターの環境影響評価において、耕作地土壌のKd値を設定する場合は、当該地域の実環境からサンプリングされた試料を用いて実験することにより、Kdの代表的な値や、その変動の確率密度関数を得ることができる¹⁹⁾。このような方法で設定されたKd値を評価に用いる場合、Kd値のばらつきとして現れるのは、比較的狭い範囲である評価対象領域における実測値の分布によるvariabilityである。これに対し、廃棄物処分場が特定できないクリアランスレベルの算出において耕作地土壌のKdを設定する場合は、解析対象となる耕作地土壌の性状を特定することができない。すなわち、耕作地土壌として考慮すべき対象が広範囲であり、Kdのvariabilityは大きくならざるを得ない。また、このような様々な種類の耕作地土壌のKdに関する知見は十分であるとはいえず、文献値によってパラメータを設定する場合にはuncertaintyも大きい。このため、Table 4.5に示したように、クリアランスレベルの算出において使用されたKd値の変動幅は⁹⁰Srの場合3桁以上に及んでおり、環境半減期も広範囲の値を示している（Fig 4.9 参照）。このように、パラメータのvariabilityやuncertaintyは、同一のパラメータであっても評価対象系の設定の考え方によって大きく異なる。

また、実験によってKd値を求める場合、その測定値は実験方法や実験条件によって大きく変動する（Fig. 2.1 ～ Fig. 2.6 参照）。よって、Kd値を測定する際には、Kdを使用する評価モデルや評価対象系について十分検討し、評価の目的に適した実験方法、実験条件によって測定されなければならない。しかし、実験は必ずしも実環境を完全に模擬することはできないため、実験によって得られたKd値を実環境の評価に適用する際にuncertaintyが生じる。特に評価対象系に対する知識の不足等により、適切な実験方法が選択されない場合、このuncertaintyは大きくなる。例えば第4章に記述したように、Kd値を用いて耕作地土壌における核種移行評価を行う場合、一般に(4.1)式及び(4.9)式で表される1成分モデルが使用される。このような移行評価を目的としたKd値を実験室内でバッチ法によって測定した場合、その測定された実験系は実際の環境条件とは異なっている。しかし、その差異についての定量的な検討のための知識は、実験条件の設定方法を含めて必ずしも十分ではない。このような、実験方法や実験条件の設定、得られた測定値の適用等によるuncertaintyを、前述したモデル不確実性も考慮しながら検討する必要がある。このように、一つの移行素過程の評価において、様々な種類の不確実性が混在していることに留意する必要がある。

第3章及び第4章はいずれも実測データを核種移行モデルや線量評価モデルに適用することによってパラメータ値を導出している。その際、1個あるいは2個のパラメータを、土壌サンプルや地域によるvariabilityを反映するパラメータとし、残りのパラメータは固定値を使用している。第3章では移行が速い成分及び遅い成分の環境半減期を固定し、浸透モデルにおける鉛直方向移行性に関するパラメータ、及び表面モデルにおける移行の速い成分の割合のvariabilityについて検討した。これらのパラメータのvariabilityは、Kdと同様に、評価対象領域の範囲の考え方によって異なる。本研究の評価対象領域であるチェルノブイル原子力発電所近傍全体に着目した場合、そのパラメータ値のvariabilityは評価対象領域に存在する全ての土質を対象とした分布となる。これに対し、評価対象領域をある狭い地域に限定した場合、その土質に関する情報を考慮することにより、Fig. 3.20、Fig. 3.21 及び Fig. 3.25 に示したように、パラメー

タの variability が減少し、評価結果の不確実性が減少した。すなわち、土質に関する情報が得られることにより、これらのパラメータ値の分布をより精度良く推定することができ、Fig 3.26 に示したように、より不確実性が少ない確率密度関数を土質ごとに設定することが可能となった。ただし、本研究の成果を日本における原子力発電所近傍の環境影響評価に用いる際には、チェルノブイル原子力発電所近傍と、評価対象地域の環境条件の差異に関する検討が必要である。すなわち、両地域の土質の差異や、降水量等の環境条件の差異に起因する核種移行性の差異の uncertainty について、物質移行機構的な観点を含めて考慮する必要がある。

第4章では、11都道府県における水田土壌のデータを使用して解析を実施した。この結果得られたパラメータ値の差異は、各地域の環境条件の差による variability に起因すると考えられる (Table 4.1 及び Table 4.3 参照)。また、これらのパラメータ値は各都道府県の一地域の耕作地土壌のデータから最小自乗法によって求められており、必ずしも当該地域における平均的な値を示しているとは限らない。このように、パラメータ値を推定するためのデータや解析手法による uncertainty も含まれており、解析の結果得られた各パラメータの差異には、variability と uncertainty が混在している。

また、モデルによって使用されるパラメータが異なり、それによってパラメータ不確実性の影響も異なる。第3章と第4章において使用した2成分モデルの解析では、移行が速い成分と移行が遅い成分の環境半減期を固定して、地域による variability を移行が速い成分の割合等のパラメータの差異で表現したが、2成分モデルにおける環境半減期にも本来は uncertainty や variability が存在する。例えば、第3章の解析では移行が遅い成分の環境半減期として非常に長期の5000年を使用した。本解析で使用した事故後10年程度のデータでは移行が遅い成分の環境半減期を推定することが困難であり、この推定値には大きな uncertainty が含まれていると考えられる。移行が遅い成分の環境半減期の不確実性は、長期的評価に際しては評価結果に大きな影響を与えると考えられるため、より正確に実現象を評価するためには、長期的な調査研究や実験的研究等によって、これらの uncertainty や variability を定量的に同定する必要がある。

また、第4章では1成分モデルと2成分モデルによる中長期的な水田土壌中⁹⁰Sr濃度の経時変化の推定値を比較した (Fig. 4.7 及び Fig. 4.8 参照)。この結果⁹⁰Srの沈着から100年後の濃度の差異は1成分モデルでは5桁に及ぶのに対し、2成分モデルでは1桁程度であった。ただしこの解析では2成分モデルの環境半減期の変動は考慮しておらず、その変動を考慮した場合は異なった結果が得られる。このように、変動するパラメータの選択方法についても十分考慮する必要がある。

(2) 確率論的環境影響評価

第5章及び第6章では、総合的環境影響評価モデルにおいて、確率論的手法によるパラメータ不確実性解析を実施した。第5章では、モデルの妥当性の検証と同様に、パラメータ不確実性を解析する機能の検証のため、シナリオで与えられたパラメータ不確実性解析を実施した。Fig. 5.13 から Fig. 5.16 に示したように、モンテカルロ法によるパラメータ不確実性解析は、評価結果の変動特性や、パラメータ重要度を把握する上で有効である。また、総合的な影響に関して、重要な核種や経路を把握することができる。

第6章では、クリアランスレベルの妥当性を検証するために、第5章と同様の方法により、パラメータ不確実性解析を実施した。このような総合的評価に対してパラメータ不確実性解析を適用する場合の重要な課題は、パラメータの確率密度関数の設定方法である。本解析では、パラメータの確率密度関数は、以下のような優先順位に従って設定された。

- ①文献調査（国際機関等が刊行した報告書、政府による統計資料等）
- ②他のパラメータ値を参考にした専門家による判断
- ③専門家による判断

国際機関等が刊行した報告書によってを設定した例として、主な核種の土壌から農作物への移行係数や、帯水層及び耕作地土壌中における核種の K_d があげられる。これらのパラメータの分布型は、過去の研究から対数正規分布が適しているとし、パラメータ値の変動幅は、IAEA の報告書¹⁰⁾によって設定した（Table 4.5 及び Table 6.1 参照）。すなわち、この分布幅は国際機関による全世界的なパラメータを収集することによって与えられている。したがって、このパラメータ値の variability は全世界規模である。よって、例えば評価対象を日本国内に限定すれば、その variability はより小さいと考えられる。すなわち、日本国内を対象とした広範囲な調査研究によって、パラメータの variability を減少させ、評価結果の不確実性を減少させることが可能であると考えられる。

政府等による統計資料を参考にしたパラメータは主に日本における自然条件あるいは社会・日常生活に関するパラメータであり、廃棄物処分場の大きさや、農畜産物の年間個人摂取量等があげられる。例えば、廃棄物処分場の大きさについては、処分場の大きさに関する統計データによって、パラメータ値の分布型及び分布幅が設定された。これに対し、農畜産物の年間個人摂取量は、平均値及び標準偏差が記載されているが、分布型については正規分布、対数正規分布のいずれとするかが検討された。この結果、分布型には正規分布が用いられ、パラメータサンプリングの結果負の値となった場合は0とするとした。このように分布幅は文献から推定されても、分布型が不明なパラメータについては、③と同様に分布型が専門家の判断によって設定された。

②の他のパラメータ値を参考に判断した例として、核種依存パラメータの内、文献に記載されていない核種について、同様の挙動を示すと考えられる他の核種の代表値や変動幅を使用していることがあげられる。また、廃棄物処分場や耕作地土壌における浸透水量は、地下水流出量及び河川の湧き流量からの推定値であり、間接的なデータに基づく判断によって推定されている。

これらの方法によって確率密度関数を設定することができなかったパラメータについては、専門家による判断により、パラメータの意味合いを考慮して分布型及び変動幅を検討することによって設定した。このようなパラメータは、畑地に対する灌漑水量や帯水層の厚さ等、代表値は文献調査等によって設定されたが、その分布については直接的あるいは間接的に参考とすべき文献がないパラメータと、市場係数（評価対象グループにおける当該農作物の摂取量の同一種類農作物摂取量に対する比、すなわち農作物の市場によって当該農作物が希釈される割合）や、処分場下端から井戸までの距離など、統計資料等ではなく、当該評価において評価対象となる集団を設定する段階で決定されるパラメータに大別される。

前者のパラメータの分布型や分布幅は、パラメータ値の意味合いを考慮し、専門家の判断によって設定された。これに対して、後者のパラメータは評価対象となる集団の考え方に基づくパラメータであり、決定論的解析では保守的に設定されている。すなわち、市場係数は自給自足している集団の構成員を評価対象としているため、市場による希釈は考慮しないとし、処分場下端から井戸までの距離は処分場下端部直近に居住している集団の構成員を評価対象としているため 0m としている。このようなパラメータの確率密度関数の設定に関しては、2種類の考え方が適用できる。一方は、これらのパラメータについては確率密度関数を設定せず、決定

論的解析と同様に一つの値とする方法である。すなわち、決定論的解析と同様に、解析対象となる集団を確定し、パラメータ不確実性解析においてもこの集団の構成員の被ばく線量を評価する方法である。もう一方は、解析対象となる集団を確定せず、クリアランスによって被ばくする人全体の被ばく線量を評価する方法である。この場合市場係数の変動幅は0から1となる。また、処分場下端から井戸までの距離は直近の0mから処分場の大きさのオーダーである100mとした。なお、このようなパラメータは、各パラメータ値の発生確率を設定することはできないため、分布型は一様分布、あるいは対数一様分布としている。第6章におけるパラメータ不確実性解析では、後者の考え方によって解析を実施している。

パラメータ値の代表値や確率密度関数には、その値を設定する際のuncertaintyも含まれている場合がある。例えば、上述したように、廃棄物処分場や耕作地土壌における浸透水量は、地下水流出量及び河川の湧水流量からの推定値であり、浸透水量として直接測定された値ではない。また、代表的な値は推定することができても、最小値や最大値は文献等から推定することが困難なパラメータがあり、確率密度関数そのものがuncertaintyを含んでいる場合が多い。このように、パラメータの不確実性については、一般にvariability及びuncertaintyの両方が含まれている。このような多様な不確実性に関する情報を集約して、パラメータの確率密度関数を設定する手法を確立する必要がある。

確率論的環境影響評価は、環境影響評価における不確実性の定量化の有効な手段の一つである。しかし、現時点では個々のパラメータ値の不確実性に関する情報や、確率密度関数の設定手法が不十分であることが多いため、その有効性も限定されている。近藤¹⁷⁾は、原子力プラントの確率論的安全評価は、リスクの定性的あるいは定量的理解のために使うことができ、相対的な比較に使うときは有力な手段であるとしている。そして、確率論的安全評価の結果を当該プラントの許認可の根拠とすることは、合理的であるが、解析の不確かさをどのように扱うかが問題になり、時期尚早の声もあるとしている。人間の生活態様や自然環境を含む複雑系を対象とする環境影響評価は、人工の技術システムであるプラントに関する評価よりも不確実性が大きいため、確率論的環境影響評価を、許認可や基準値作成に直接使用することは現時点では困難である。しかし、第2章から第4章で実施したような、個々のパラメータの不確実性の低減化や定量化に関する研究を進めることにより、プラントの評価と同様に、環境影響評価に関して今後より一層有効な情報を得る手段となり得る。

7.5 不確実性の相互関連性

7.2節から7.4節では、環境影響評価における不確実性の取り扱いについて、シナリオ不確実性、モデル不確実性及びパラメータ不確実性に分類して考察した。これらの不確実性はそれぞれが相互に関連し合っている。例えば、高レベル放射性廃棄物処分影響評価において、天然現象や将来の人間活動、工学的対策にかかわる初期欠陥の発生に起因する「変動シナリオ」は、「基本シナリオ」で設定された評価モデルあるいはパラメータ値を変更することによって解析を行っている。すなわち、シナリオの不確実性を、モデルあるいはパラメータの不確実性として取り扱うことによって評価している。

また、第3章や第4章における核種移行モデル及びパラメータは、実環境データから帰納的に導出しており、核種移行挙動の差異はモデルに用いられている一部のパラメータのばらつきとして表現しているが、本来このような核種移行挙動の差異は、それに寄与する様々な環境条件の差異の結果として生じている。例えば竹内¹⁸⁾は「確率というのはあくまで無知の告白に過ぎ

ないというところがあり、知識が確立すれば確率はだんだん細くなる」とし、「本当は確率ではないのにもものを知らないから確率に見える」としている。すなわち、種々の環境条件と核種移行挙動には因果関係が存在するため、その因果関係に基づく核種移行挙動を明らかにしてモデル化することにより、核種移行評価の不確実性を減少させることが可能である。これは、核種移行モデルの複雑化、あるいはパラメータ値を導出するためのモデルの導入（サブモデル化）をもたらす。モデルの複雑化は、モデル不確実性の細分化をもたらし、パラメータ値のサブモデル化は、当該パラメータのパラメータ不確実性をサブモデルのモデル不確実性及びパラメータ不確実性に弁別することとなる。このような因果関係に基づく考察は、第3章で得られたパラメータの確率密度関数を、チェルノブイル原子力発電所周辺と自然環境が異なる日本に適用するような場合や、第4章において得られたパラメータ値を他の地域の環境影響評価に適用する場合等に必要とされる。ただし、環境影響評価の場合は、将来予測に起因するuncertaintyや、環境条件の空間的あるいは時間的なvariability等、不可避な不確実性が存在するため、核種の移行機構に関する知識の確立、すなわちuncertaintyの減少が、評価結果の不確実性の減少に直結するとは限らない。このため、このようなモデルの複雑化、サブモデル化は、評価の目的や、評価対象領域の大きさ、評価に使用することのできる情報等を考慮し、評価に使用するモデルやパラメータについて相互関連性を含めて総合的に判断することにより、合理的かつ効率的に進める必要がある。

なお、シナリオ、モデル及びパラメータに共通の課題として、保守的な評価と現実的な評価の観点があげられる。第1章で記述したように、施設の安全性を確保することを目的とした評価では、評価の保守性が必要とされる。すなわち、評価において不確実な要因が含まれる場合は、安全側に想定した評価が要求される。このため、原子力施設の環境影響評価においては、一般にシナリオ、モデル及びパラメータの各段階において、評価の保守性が考慮されている。しかし、原子力施設と他の施設、あるいは発電による原子力施設のベネフィットとリスクの比較、安全性向上のためのコスト投入とその効果との比較等においては、過度に保守的な評価は評価結果の不確実性をもたらす、正当な判断の妨げとなる。H. W. ルイス¹⁹⁾は、保守的な仮定が常に保守的な結果をもたらすと仮定するのは誤りであり、保守的な仮定が追加的なリスクを持ち込んでいないか、できるかぎり現実的に眺めなければいけないとしている。このように、特に重要な経路に関しては、現実的な評価を可能とするための研究を進め、環境影響をより正確に評価できるようにすることが重要である。このことにより、リスクベネフィットや異なるリスク間のトレードオフ等の検討に対して有用な情報を提供することができ、適切な意志決定に寄与することができる。また、放射線防護等、保守的な評価が必要な評価目的であり、保守的なモデルが用いられる場合でも、評価対象系全体としての保守性の確認や保守性の定量的評価のために、現実的な評価を実施することは有効である。例えば、第4章で明らかにしたように、水田土壌における⁹⁰Sr濃度の例では1成分モデルと2成分モデルのいずれと比較しても、クリアランスレベルの評価の方が保守的であるが、核種や耕作地土壌によっては、1成分モデルに対しては保守的であっても、より現実的である2成分モデルに対しても常に保守性が確保されている確証はない。このような保守性の確認のためにも、シナリオ、モデル及びパラメータを総合的に検討し、現実的な評価を行うための研究を進めることが必要である。

7.6 第7章の結論

本章では、環境影響評価における不確実性の取り扱いについて、シナリオ不確実性、モデル

不確実性及びパラメータ不確実性に分類して考察した。また、これらの不確実性の相互の関連性について考察した。

高レベル放射性廃棄物処分の環境影響評価では、シナリオのuncertaintyが極めて重要である。低レベル放射性廃棄物貯蔵センターの環境影響評価では、サイトが確定していること、管理期間が比較的短いことにより、不確実性は比較的小さいと考えられる。クリアランスレベルの設定では、シナリオを網羅的に想定し、それぞれを「一般的に一般に起こり得る事象」とであると考えてることによってシナリオのuncertaintyを小さくしているが、パラメータのuncertaintyやvariabilityは大きいいため、パラメータ不確実性解析を実施している。このように、対象とする放射性廃棄物の種類や、処分に関する検討の段階によって、評価対象となる期間や、評価対象領域に対する考え方等が異なるため、環境影響評価の不確実性に関して考慮すべき観点や評価手法も異なる。このため、評価の対象とする廃棄物の特性や、各検討段階において入手し得る知識や情報について十分考慮した上で、環境影響評価の不確実性について検討する必要がある。具体的には、各検討段階において、環境影響評価の不確実性をできるだけ定量的に把握するとともに、可能であればその不確実性の低減化を図ることが重要である。なお、評価の不確実性の低減化に際しては、評価に使用するモデルやパラメータについて相互関連性を含めて総合的に判断することにより、合理的かつ効率的に進める必要がある。

評価結果の不確実性の低減化及び定量化には、まず、総合的な評価によって評価結果の不確実性に影響を与えているシナリオ、モデル及びパラメータを同定することが必要である。そのためには確率論的環境影響評価は有効な手法である。そして、重要とされたシナリオ、モデル及びパラメータについて、要因を弁別して不確実性を摘出し、その原因に即した不確実性の低減化及び定量化に関する調査研究を進める必要がある。その際、評価対象系や評価目的によって、シナリオ、モデル及びパラメータの妥当性の観点が異なることに十分留意する必要がある。また、リスク認識やリスク受容、リスクコミュニケーション等に関する社会科学的な研究も重要である。

第7章の参考文献

- 1)日本リスク研究学会編；リスク学事典，p. 234，TBSブリタニカ (2000).
- 2)核燃料サイクル開発機構；わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ－総論レポート，JNC TN1400 99-020 (1999).
- 3)International Atomic Energy Agency; Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models, IAEA Safety Series No. 100 (1989).
- 4)日本原燃株式会社；六ヶ所村低レベル放射性廃棄物貯蔵センター廃棄物埋設事業許可申請書，日本原燃株式会社 (1988).
- 5)原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会；低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について（中間報告），原子力安全委員会 (1986).
- 6)原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会；主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて，原子力安全委員会 (1999).
- 7)P. バーンスタイン，青山護訳；リスク 神々への反逆，p. 278，日本経済新聞社 (1998).
- 8)坂本義昭，妹尾宗明，杉本純一郎，大石清隆，置塩正則，清水全生；TRU 廃棄物処分場への人間侵入の観点から見た地下構造物深度分布調査，日本原子力学会誌，**38**，442-447 (1996).

- 9)P. バーンスタイン, 青山護訳; 前掲書, p. 367, 日本経済新聞社 (1998).
- 10)金子勝; 日本再生論 <市場>対<政府>を超えて, p. 28, 日本放送出版協会 (2000).
- 11)土田昭司; 原子力発電に対するゼロリスク知覚・態度の認知行動調査, 日本リスク研究学会第13回研究発表会講演論文集, **13**, 37-42 (2000).
- 12)原子力委員会; 原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画, 原子力委員会 (2000).
- 13)本間俊充; BIOMOVs: 生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究, 保健物理, **23**, 223-233 (1988).
- 14)佐和隆光; 経済学の名言100, ダイヤモンド社 (1999).
- 15)内田滋夫, 保田浩志, 馬原保典, 佐々木規行, 高橋知之, 木村英雄, 松鶴秀夫; 分配係数の測定法及び利用法, JAERI-Review 95-009 (1995).
- 16)International Atomic Energy Agency; Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical reports series No. 364, IAEA (1994).
- 17)近藤駿介; 原子力の安全性, p. 207, 同文書院 (1990).
- 18)竹内啓; 確率・統計化した社会のゆくえ, 現代思想, **28**(1), p. 90 (2000).
- 19)H. W. ルイス, 宮永一郎訳; 科学技術のリスク, p. 102, 昭和堂 (1997).

第8章 結論

8.1 本研究の総括

本研究は、原子力施設の立地や原子力政策の選択等に関するリスクコミュニケーションに対して有効な情報を与えること、あるいは当該施策に起因するリスクの効率的な低減化を図るための有効な手段である、環境影響評価における不確実性の低減化あるいは定量化に関する研究を以下の両方の観点から研究を実施した。

- ・ 個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性に関する研究
- ・ 総合的な確率論的環境影響評価手法に関する研究開発

第2章から第4章までは、個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性に関する研究である。すなわち、放射性核種の移行挙動モデルや被ばく評価モデルの不確実性、及びパラメータの不確実性に関する研究を行った。また、第5章と第6章は、環境中核種移行や被ばく線量評価におけるパラメータ不確実性を総合的に評価するためのコードシステムの開発と、その適用に関する研究を行った。各章における主な研究成果は以下の通りである。

第2章では、Kdの標準的測定法を作成するための基礎情報を得るために、2種類の比較実験を実施した。比較実験フェーズIでは、主に測定値に与える物理的、化学的要因の影響について検討し、比較実験フェーズIIでは、主に実験者による測定値の差異について検討した。第2章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ① RI溶液の作成方法及び添加量等の差異によって生じる液性の差異に起因して、Kd測定値がオーダーの幅で変化する可能性がある。このような液性の差異は、ブランクのpH及びECを測定することによってチェックする必要がある。
- ② 往復振とう器を使った実験は、ハンドシェイクの場合に比べ、Kd測定値が低くなる傾向がある。その差異の大きさは実験容器の容量（底面積）に依存し、比較実験フェーズIIにおいて使用した試験容器（内径38mm）ではファクター2程度である。
- ③ 往復振とう器を使用する場合、実験容器の容量（底面積）によって、Kd測定値にファクター2～3程度の差異が生じる（Fig. 2.5及びFig. 2.6参照）。よって、往復振とう器を用いた場合は、平衡状態について十分に考慮する必要がある。
- ④ 物理的、化学的変動要因の影響がない場合の実験者の差異に起因する変動幅は、往復振とう器による測定値でファクター2～3程度、ハンドシェイクによる測定でファクター2以下となる。
- ⑤ 本実験で設定した実験条件においては、RI初期濃度、温度、ろ過操作、ろ過前の遠心分離の有無、実験容器の材質、実験容器の前処理の影響は本実験条件では比較的小さい。ただし、これらの条件は、核種や固相の種類によっては測定値に有意な影響を与える可能性があることに留意する必要がある。

第3章では、チェルノブイル原子力発電所近傍において測定された表層土壤中¹³⁷Cs濃度のモニタリングデータを使用し、地表面に沈着した¹³⁷Csに起因する外部被ばく線量の長期的な経時変化を評価モデルの実環境における適用性、及びモデルに使用するパラメータ値について検討した。第3章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ① 地表面に沈着した¹³⁷Csによる外部被ばく線量率の経時変化について、一般に使用されている「表面モデル」によって評価することは、¹³⁷Csの浸透を考慮したモデルによる評価結果と比較して十分妥当である。

- ②「表面モデル」によって評価された積算線量に最も大きい影響を与えるパラメータは移行が速い成分の割合であり、この値を合理的に推定することが長期的な被ばく線量評価上重要である。
- ③本研究の解析対象領域であるチェルノブイル原子力発電所近傍においては、表面モデルにおける移行が速い成分の割合の範囲は0.09～0.69程度であり、核種の浸透による積算線量の減少の効果は、減少を考慮しない場合の30%～90%程度である。ただし、実際には ^{137}Cs の再飛散、表面流出の効果により、積算線量はより低くなることが推察される。
- ④燃料成分が支配的なフォールアウト ^{137}Cs の支配的な成分が燃料成分である場合、積算線量は地表面から土壌層内部への核種の移行性の差異が大きな影響を与えている。低ポドゾル土や低湿地グライ土では地表面に ^{137}Cs が残留しやすく、積算線量が高くなる傾向が見られるのに対し、有機分の多い泥炭土では、地表面から土壌層内部への ^{137}Cs の移行性が高く、積算線量が低くなる傾向にある。
- ⑤表面モデルにおける移行が速い成分の割合の分布は土質によって異なり、その分布型は一様分布が一般的であるが、一部の土質については対数一様分布あるいは一様分布と対数一様分布の中間的な分布を示す。

第4章では、グローバルフォールアウトによって耕作地土壌に沈着した ^{90}Sr の移行に対する1成分モデル及び2成分モデルの適合性について検討するため、これまで日本各地において取得された ^{90}Sr のフォールアウトデータ及び水田土壌中 ^{90}Sr 濃度データを用いて、その適合性について検討した。また、これらの結果に基づいて、水田土壌中 ^{90}Sr の経時変化に対するモデル不確実性及びパラメータ不確実性の影響について考察した。本章における研究によって得られた主な結論は以下の通りである。

- ①水田土壌に沈着した ^{90}Sr の水田土壌からの移行を評価するモデルとして、沈着した ^{90}Sr を移行が速い成分と移行が遅い成分に分けて評価する2成分モデルが適している。
- ②2成分モデルにおけるパラメータは、移行が速い成分の環境半減期は2年程度、移行が遅い成分の環境半減期は10年程度とし、移行が速い成分の割合を約90%程度とすることにより、モニタリングデータをよく模擬し得る。
- ③水田土壌中 ^{90}Sr 濃度の中長期的な評価結果は1成分モデルと2成分モデルでは大きく異なる場合がある。またパラメータ不確実性の影響もモデルによって異なる。
- ④本研究によって得られた1成分モデルの環境半減期を主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの算出において用いられた値と比較すると、クリアランスレベルの算出においては環境半減期を過大評価し、結果として被ばく線量を過大評価している。

第5章では、原子力施設に起因する放射性核種の陸域生態圏における移行挙動及び被ばく線量評価を行うための評価コードGACOMを開発した。GACOMは、動的コンパートメントモデルを記述する連立常微分方程式を、フェールベルグ公式と呼ばれる6段5次のルンゲ=クッタ公式を用いて解析する。なお、陸域生態圏における解析対象は極めて多岐にわたるため、広範な解析対象系に適用し得るための機能を備えている。GACOMを用いてパラメータ不確実性解析を実施することにより、評価結果の分布特性や、評価結果に影響を与えるパラメータを明らかにすることができ、評価結果の不確実性の定量化や、効率的なリスクの低減化について検討する上で有用な情報を得ることができる。また、パラメータ不確実性を考慮した上で、総合的な影響に対する重要な核種や経路を同定することが可能となる。

GACOMを生態圏移行モデルの妥当性検証国際共同研究BIOMOVs IIの「ウラン鉱滓シナリ

オ」に適用し、ウラン鉱滓処分場跡地からの放射性核種及び化学毒性を示す安定元素の放出に起因する被ばく線量評価あるいはリスク評価を行うシナリオについて、決定論的解析及び確率論的解析を実施し、GACOMのコード機能が十分妥当であることを確認した。

第6章では、主な原子炉施設におけるクリアランスレベルの導出にあたって、パラメータの不確実性を考慮した上で、導出されたクリアランスレベルの妥当性を確認することを目的として、モンテカルロ法を用いて確率論的解析を実施するためのコードシステムPASCLRを開発した。このコードシステムPASCLRを使用してパラメータ不確実性解析を行い、クリアランスレベルの導出において重要なパラメータを、偏順位相関係数を指標値として抽出した。また、評価結果の累積分布関数を求めることにより、導出されたクリアランスレベルの妥当性について検討した。これらの検討結果に基づき、クリアランスレベルの導出に使用するいくつかのパラメータ値の変更を行った。また、最終的に導出されたクリアランスレベルについて、各経路の $10\mu\text{Sv/y}$ 相当放射性廃棄物中核種濃度の累積分布関数、及び2.5パーセンタイル値の最小値との比較検討を行うことにより、その妥当性を確認した。

第7章では、第2章から第6章までの研究成果に基づき、環境影響評価における不確実性の取り扱いについて、シナリオ不確実性、モデル不確実性及びパラメータ不確実性に分類して考察した。また、これらの不確実性の相互の関連性について考察した。放射性廃棄物処分の環境影響評価においては、対象とする放射性廃棄物の種類や、処分に関する検討の段階によって、評価対象となる期間や、評価対象領域に対する考え方等が異なるため、安全評価の不確実性に関して考慮すべき観点や評価手法も異なる。よって、評価の対象とする廃棄物の特性や、各検討段階において入手し得る知識や情報について考慮することにより、安全評価の不確実性について検討する必要がある。安全評価の不確実性をできるだけ定量的に把握するとともに、可能であればその不確実性の低減化を図ることが重要であること等を主な結論とした。また、評価結果の不確実性の低減化及び定量化には、確率論的解析手法等を用いることにより、評価結果の不確実性に影響を与えているシナリオ、モデル及びパラメータを同定した上で、その不確実性の要因を弁別して抽出し、その要因に即した調査研究を進める必要があること、リスク認識やリスク受容、リスクコミュニケーション等に関する社会科学的な研究も重要であること等を結論とした。

8.2 今後の課題

環境影響評価が将来予測を必要とし、また人間の生活態様や自然環境を含む複雑系を対象としている以上、uncertaintyやvariabilityに起因する不確実性が評価結果に生じることは避けられない。このため本研究では、個々の移行素過程や被ばく評価における不確実性の定量化や低減化と、総合的な確率論的環境影響評価コードシステムの開発の両面から、原子力施設の環境影響評価における不確実性について検討した。

第3章や第4章では、実環境におけるモニタリングデータに基づいて、評価モデルやパラメータを導出した。環境影響評価においてこれらの研究成果を有効に活用するためには、これまでに蓄積された様々なモニタリングデータを用いた解析的研究をさらに進めるとともに、環境中における核種移行機構の変動要因に関する実験的な研究も重要である。これまで、環境中における核種移行機構に関するモデルやパラメータの変動要因に関して、多くの研究がなされている。モニタリングデータに基づく解析的研究と、これらの実験的な研究を、環境影響評価の観点から相互補完的に活用することにより、評価の不確実性の定量化や低減化に資することがで

きる。なお、その際に第2章で実施したようなパラメータ値の測定時におけるばらつきに関する研究も重要である。

このような核種移行素過程や、被ばく線量評価モデルに関する研究成果に基づいて、第5章や第6章において開発した確率論的環境影響評価コードシステムにおいて使用するモデルやパラメータの妥当性について検討することが必要である。また、このような研究成果に基づき、パラメータの不確実性について明らかにすることは、確率論的環境影響評価における評価結果の信頼度を高める上で極めて重要である。このためには、様々な研究成果や調査結果等から、パラメータの確率密度関数を合理的に設定するための方法論を確立することが必要である。その際、総合的環境影響評価では様々な種類のパラメータが使用されるため、自然科学的な観点からだけでなく、社会統計学や社会心理学等、社会科学的な観点からの検討も必要である。なお、このような検討結果に基づいた確率論的環境影響評価を実施することによって、個々の核種移行素過程や被ばく線量評価モデル、及びそのパラメータの重要性を把握することができる。すなわち、さらに詳細な研究を行うべき項目を合理的に同定することができる。

環境影響評価における不確実性の取り扱いは、今日のリスク論争における中心的な問題の一つである。より良いリスクコミュニケーションのためには、評価結果の不確実性は小さい方がよく、またその不確実性について公開される必要がある。そのような状況において、評価結果が不確実性も含めて公衆に信頼されるためには、リスクメッセージを発信する側が、その不確実性に関して十分に検討し、知悉しているだけではなく、そのことが公衆に認識されなければならない。すなわち、評価結果に含まれる不確実性が、十分に検討された結果として存在するものであり、評価の目的や条件に照らして妥当であると認識される必要がある。よって、環境影響評価に不確実性の定量化や低減化に関する研究は、今後より一層重要となる。そのためには、解析的研究と実験的研究、個々のモデル及びパラメータに関する研究と総合的環境影響評価に関する研究が相互に関連しあうことが必要不可欠である。

第8章の参考文献

- 1) National Research Council 編，林裕造，関沢純監訳；リスクコミュニケーション 前進への提言，p. 193，化学工業日報社 (1997)。

謝 辞

本論文は、筆者が日本原子力研究所及び京都大学原子炉実験所在職中に行った研究をとりまとめたものです。

本研究の遂行及び本論文の作成にあたり、様々な面から熱心にご指導、ご鞭撻をいただきました、京都大学大学院工学研究科教授 森澤眞輔博士に深く感謝いたします。森澤先生には、京都大学工学部衛生工学科放射線衛生工学講座に配属以来、卒業論文の作成から本論文に至るまで、終始ご指導をいただきました。

また、本論文のとりまとめにあたり、貴重なご示唆をいただきました京都大学原子炉実験所教授 西牧研壯博士、同教授 森山裕丈博士に心から感謝いたします。

京都大学名誉教授 井上頼輝博士、大同工業大学工学部教授 堀内将人博士、京都大学大学院工学研究科助教授 米田稔博士には、学生時代から多くのご指導をいただきました。

放射線医学総合研究所主任研究官 内田滋夫博士には、本研究の遂行及び本論文の作成の全般にわたり、多くのご助言、ご指導を賜りました。

京都大学原子炉実験所教授 齊藤眞弘博士、同助教授 福井正美博士をはじめとする原子炉安全管理研究部門及び放射線管理部の方々をはじめとして、多くの方々にご援助、叱咤激励を賜りました。また、日本原子力研究所保健物理部長 松鶴秀夫氏、同燃料サイクル安全工学部廃棄物安全評価研究室長 木村英雄氏、同原子炉安全工学部主任研究員 本間俊充氏、同海洋調査研究室長 外川織彦氏、同燃料サイクル安全工学部 宗像雅広氏、武田聖司氏、同環境科学研究部 小林卓也氏をはじめとする日本原子力研究所の方々には、日本原子力研究所入所以来現在に至るまで、多方面でお世話になりました。

岩手大学農学部助教授 嶋田尚哉博士、放射線医学総合研究所主任研究官 保田浩志博士、京都大学原子炉実験所助手 福谷哲博士には、多くのご助言、ご協力をいただきました。

また、各章の研究に際して、それぞれ多くの方々のご協力をいただきました。第2章では、日本原子力研究所安全管理室課長代理 武部慎一氏をはじめ、多くの方々に相互比較実験に参加していただき、議論を深めることができました。第3章では、日本原子力研究所企画室調査役 長岡鋭博士、同環境科学研究部主任研究員 天野光博士、同保健物理部主任研究員 斎藤公明博士をはじめ、日本原子力研究所－チェルノブイル国際研究科学技術センター協力研究に参加した多くの方々にご指導いただきました。第4章では、農業環境技術研究所 駒村美佐子氏にデータをいただき、ご助言を賜りました。第5章では、元CEA-IPSNのDr. Henri Camus、QuantiSciのDr. Graham Smith、Dr. Richard LittleをはじめとするBIOMOVs II ウラン鉱滓シナリオの参加者から、多くのご示唆をいただきました。第6章では、日本原子力研究所バックエンド技術部低放射性廃棄物管理課長 大越実氏をはじめとして、多くの方からご助言、ご指導をいただきました。また、(株) V.I.C.の黒澤直弘氏、菅野光大氏、佐々木利久氏には、コード開発において多大なご協力をいただきました。

以上のように、本論文は森澤先生をはじめ、多くの方々のご協力、ご助言をもとに完成いたしました。ご協力いただいた全ての方々に、深く感謝の意を表します。